



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2023 60 stp

Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Karakterisering av fysisk-kjemiske parametere langs en blågrønn bekk

Characterisation of physical and chemical
parameters along a blue-green stream

Gry Helen Tveite Olsen

Miljø og naturressurser – Limnologi og vannressurser

Forord

Denne masteroppgaven er det avsluttende arbeidet for min mastergrad i miljø og naturressurser med spesialisering i limnologi og vannressurser ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Oppgaven er skrevet som en del av en arbeidspakke for prosjektet SPARE: «Space for resilience – how do we plan for stormwater, biodiversity and recreation to increase urban resilience?», ledet av Norsk institutt for vannforskning (NIVA).

Det siste året på NMBU har vært utrolig spennende og lærerikt, med mye tid i felt for vannprøvetaking, og analyser av vannprøvene på laboratorium. Det har vært en glede å få tilbringe så mye tid på landets vakreste campus!

Jeg vil først og fremst takke hovedveileder Susanne Claudia Schneider og tilleggsveileder Sondre Meland for god støtte, og for innspill og tilbakemeldinger underveis i arbeidet med oppgaven. Videre vil jeg takke alle på laboratoriet i Jordfagbygningen som tok varmt imot meg, for å ha vært svært hjelpelige når jeg har trengt det, og for å ha gitt meg opplæring og muligheten til å analysere vannprøvene mine på laboratoriet.

Jeg ønsker også å takke venner og medstudenter. De mange timene på lesesalen hadde ikke vært det samme uten dere! Sist, men ikke minst, en stor takk til mamma og pappa som har støttet meg gjennom alt i løpet av studietiden. Det har bidratt til fem fantastiske år på NMBU.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, mai 2023

Gry Helen Tveite Olsen

Sammendrag

Klimaendringer fører til hyppigere og mer intenst ekstremvær, noe som øker faren for flom, særlig i urbane områder. Blågrønne infrastrukturer ses på som et effektivt tiltak for å håndtere økt overflateavrenning, og samtidig bidra til økt biologisk mangfold. Utbredelsen av blågrønne bekker øker derfor trolig i årene framover. Urbane bekker preges ofte av utfordringer med dårlig vannkvalitet grunnet store tilførsler av forurensningsstoffer fra tette flater i nedbørsfeltet, noe som påvirker det akvatiske økosystemet. Når blågrønne bekker skal designes, trengs derfor kunnskap om vannets fysiske og kjemiske forhold, samt hvordan vannkvaliteten påvirkes av nedbør.

Denne oppgaven kartlegger fysiske og kjemiske forhold langs Campusbekken, en blågrønn bekk i universitetsparken til Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) på Ås, Norge. Campusbekken sammenlignes også med forholdene i en naturlig, men jordbrukspåvirket bekk, Vollebekken, i samme område. Vannprøver ble tatt fem ulike steder langs Campusbekken, samt helt oppstrøms i Vollebekken, omtrent en gang i måneden fra juni til oktober 2022. Vannprøvene ble tatt både rett før nedbør og under påfølgende regnbyge for å undersøke eventuelle endringer i vannkvaliteten. Vannprøvene ble analysert for turbiditet, næringssalter (total fosfor, fosfat-P, total nitrogen, ammonium-N og nitrat-N) og veirelatert metallforurensning (kobber, sink, nikkel og bly). Metallprøver ble i tillegg tatt ukentlig uavhengig av været. Bekkenes vanntemperatur ble logget hvert 15. minutt gjennom feltperioden.

Det ble målt høye vanntemperaturer (opptil 32,9°C) og store daglige temperaturvariasjoner (opptil 15°C) i Campusbekken, i motsetning til i Vollebekken som er grunnvannspåvirket. Turbiditeten i Campusbekken var generelt lav, men med noen unntak (opptil 300 NTU). Det ble funnet svært høye konsentrasjoner av fosfor (opptil 0,91 mg/l TP og 262 µg/l PO₄-P) oppstrøms i Campusbekken. I Campusbekken avtok likevel næringssaltkonsentrasjonene nedstrøms, noe som indikerer at bekken klarer å rense vannet for fosfor og nitrogen. Metallkonsentrasjonene i Campusbekken var generelt lave (tilstandsklasse II), men ved ett målepunkt overskred sinkkonsentrasjonene Vannforskriftens grenseverdier for AA-EQS og MAC-EQS, noe som indikerer kroniske og akutt toksiske effekter på organismsamfunnet. Det var ingen tydelig endring i vannkvalitet etter nedbør i Campusbekken, mens i Vollebekken økte konsentrasjonene etter nedbør. Det var ingen forskjell i turbiditet og fosfor mellom Campusbekken og Vollebekken. Konsentrasjonen av nitrogen og metaller var høyere i Vollebekken, som følge av avrenning fra henholdsvis jordbruk og vei.

Abstract

Climate change leads to more frequent and more intense extreme weather, which increases the risk of flooding, particularly in urban areas. Blue-green infrastructures are seen as an effective measure to deal with increased surface runoff, and at the same time contribute to increased biodiversity. The prevalence of blue-green streams is therefore likely to increase in the years to come. Urban streams are often characterised by challenges with poor water quality due to large inputs of pollutants from impervious surfaces in the catchment area, which affects the aquatic ecosystem. When designing blue-green streams, knowledge about the water's physical and chemical conditions is needed, as well as how the water quality is affected by precipitation.

This thesis investigates physical and chemical conditions along Campusbekken, a blue-green stream in the university park at Norwegian University of Life Sciences (NMBU) in Ås, Norway. Campusbekken is compared with the conditions in the natural and agriculturally affected stream, Vollebekken, in the same area. Water samples were taken at five different locations along Campusbekken, as well as upstream in Vollebekken, approximately once a month from June to October 2022. The water samples were taken both before rainfall and during subsequent rainstorms to investigate any changes in water quality. The water samples were analysed for turbidity, nutrients (total phosphorus, phosphate-P, total nitrogen, ammonium-N and nitrate-N) and road-related metal pollution (copper, zinc, nickel and lead). Additionally, metal samples were taken weekly, regardless of weather conditions. Water temperature was logged every 15 minutes in the streams, throughout the field work season.

High water temperatures (up to 32,9°C) and large daily temperature variations (up to 15°C) were measured in Campusbekken, unlike in Vollebekken, which is affected by groundwater. The turbidity in Campusbekken was generally low, but with some exceptions (up to 300 NTU). Very high concentrations of phosphorus (up to 0,91 mg/l TP and 262 µg/l PO₄-P) were found upstream in Campusbekken. However, in Campusbekken, nutrient concentrations decreased downstream, which indicates that the stream can remove phosphorus and nitrogen from the water. The metal concentrations in Campusbekken were generally low (good status), but in one station the zinc concentrations exceeded the Water Framework Directive's limit values for AA-EQS and MAC-EQS, which indicates chronic and acute toxic effects on organisms. There was no clear change in water quality after rainfall in Campusbekken, while in Vollebekken the concentrations increased after rainfall events. No difference in turbidity and phosphorus was found between Campusbekken and Vollebekken. The concentration of nitrogen and metals were higher in Vollebekken, because of runoff from agriculture and roads, respectively.

Innholdsfortegnelse

Forord	i
Sammendrag	ii
Abstract	iii
1. Innledning.....	1
1.1 Formålet med oppgaven	5
2. Material og metode.....	7
2.1 Områdebeskrivelse	7
2.2 Feltarbeid.....	10
2.2.1 Temperaturmåling.....	10
2.2.2 Vannprøvetaking.....	11
2.3 Laboratoriearbeid	13
2.3.1 Turbiditet	13
2.3.2 Næringssalter.....	14
2.3.3 Metaller	16
2.4 Grenseverdier i Vannforskriften	17
2.5 Statistiske analyser og databehandling.....	19
3. Resultater.....	21
3.1 Temperatur.....	21
3.2 Turbiditet	24
3.3 Næringssalter.....	26
3.4 Metaller	32
4. Diskusjon.....	38
4.1 Temperatur.....	38
4.1.1 Temperatur langs Campusbekken og i Vollebekken.....	38
4.1.2 Daglige temperaturvariasjoner	39
4.1.3 Betydningen av vanntemperatur.....	40

4.2 Turbiditet	41
4.2.1 Turbiditet langs Campusbekken og i Vollebekken	41
4.2.2 Effekten av nedbør på turbiditet	42
4.2.3 Turbiditetens innvirkning på vannøkosystemet	43
4.3 Næringssalter	44
4.3.1 Fosfor	44
4.3.2 Nitrogen	45
4.3.3 Næringssalter i Vollebekken	46
4.3.4 Næringssalter etter nedbør	46
4.4 Metaller	47
4.4.1 Tilstandsklasser for metaller i Campusbekken	47
4.4.2 Veirelatert avrenning i Campusbekken	48
4.4.3 Metaller i Vollebekken	49
4.5 Videre studier	50
5. Konklusjon	51
Referanser	52
Vedlegg	56
Vedlegg A: Geografiske koordinater for prøvepunktene	56
Vedlegg B: Flyfoto	57
Vedlegg C: Generert nedbørsfelt for Vollebekken	58
Vedlegg D: Løsmassekart	59
Vedlegg E: Grunnvannskart	60
Vedlegg F: Samletabell	61
Vedlegg G: Deskriptiv statistikk	68
Vedlegg H: Tilstandsklasser i Campusbekken og Vollebekken	72
Vedlegg I: Konsentrasjoner før nedbør og etter nedbør ved hver prøvetaking	73

1. Innledning

Klimaendringer, forårsaket av menneskeskapt klimagassutslipp, fører til betydelige konsekvenser for hele kloden. Konsekvensene av klimaendringene antas å bli forsterket de neste tiårene, utover det som allerede er observert. Ekstremvær, som både lengre tørkeperioder med hetebølger, og mer hyppig og intens ekstremnedbør, forventes å bli enda vanligere (IPCC, 2021). Dette skyldes at den globale oppvarmingen påvirker nedbørsmønsteret på kloden. Ved en høyere lufttemperatur, blir det også økt fordamping, og tørre områder brer om seg. Samtidig vil høyere lufttemperatur forbedre luftens evne til å holde på vann, og mengden vanddamp i atmosfæren øker (Trenberth, 2011). Dermed oppstår flere, og mer intense, nedbørshendelser. Det endrede nedbørsmønsteret fører til at områder som allerede er tørre blir enda tørrere, mens våte områder blir enda våtere (Dore, 2005; Trenberth, 2011). Økt nedbør forventes særlig ved høye breddegrader på den nordlige halvkule (Dore, 2005). Et varmere og våtere klima med mer intens nedbør øker faren for flom, særlig tidlig om våren og ved tørkeperioder etterfulgt av styrtregn. Dette kan utgjøre en stor utfordring for både naturlige og antropogene systemer (IPCC, 2021).

Globalt har klimaendringer også stor påvirkning på klodens biodiversitet. Sammen med samfunnets utstrakte bruk av naturressurser og endret arealbruk, fører disse forholdene til betydelig tap av organismers habitat, og tap av biologisk mangfold (Mantyka-Pringle et al., 2012; Cardinale et al., 2012). Klodens biodiversitet er i så sterk tilbakegang at dette anses som en viktig global endring i seg selv (Sala et al., 2000). For ferskvannssystemer utgjør særlig arealbruk en betydelig påvirkning på biodiversiteten. Mennesker lever tett på vannveier, som medfører økt tilførsel av næringssalter, sedimenter og forurensninger til ferskvannssystemene. Det biologiske mangfoldet i bekker og elver er også mer følsomme for klimaendringer sammenlignet med innsjøer, fordi bekker og elver er sterkt påvirket av avrenning fra nedbørsfeltet (Sala et al., 2000). Globalt skjer tilbakegangen av biologisk mangfold i ferskvannssystemer i en mye større hastighet enn hva som er tilfellet i selv de mest berørte terrestriske økosystemene (Sala et al., 2000).

En del av løsningen for både utfordringene knyttet til klimaendringer og tap av biologisk mangfold, særlig i ferskvannssystemer, synes å være bruken av blågrønne infrastrukturer (Ghofrani et al., 2017). Blågrønn infrastruktur er et nettverk som kombinerer både naturlige og menneskeskapt landformer, bestående av både blåe og grønne naturpregede områder, med henholdsvis akvatiske og terrestriske miljøer (Ghofrani et al., 2017; Sefo et al., 2021). Blågrønn

infrastruktur omfatter både urbane strøk, så vel som kulturlandskapet. Blågrønne infrastrukturer kan bestå av både elver, dammer og innsjøer i tillegg til ulike menneskeskapte elementer, som grønne bygninger. Naturlige prosesser utnyttes for å håndtere vannmengdene, samt for å forbedre vannkvaliteten. Ved å utnytte sammenhengen mellom vannets kretsløp og vegetasjon, blir blågrønne infrastrukturer multifunksjonelle og kan derfor tjene til ulike formål (Brears, 2018). Etablering og ivaretagelse av blågrønn infrastruktur, særlig i forbindelse med restaurering av urbane bekker, har de siste tiårene fått stadig større fokus, både internasjonalt (Ghofrani et al., 2017) og i Norge (Sefo et al., 2021). Elverestaurering både i Europa og Norge har blitt stadig mer vanlig etter år 2000, da vanndirektivet trådte i kraft (Smith et al., 2014). Utbredelsen av blågrønne tiltak forventes også en økning framover, nettopp fordi det er et effektivt tiltak for å håndtere klimaendringene (Ghofrani et al., 2017).

Infrastrukturens mange funksjoner gjør at blågrønn infrastruktur ikke bare tas i bruk til håndtering av flom ved ekstremnedbør, men det fungerer også som habitat for plante- og dyreliv og kan slik bidra til økt biodiversitet og for å oppnå god økologisk tilstand i vannmiljøet (Ghofrani et al., 2017; Sefo et al., 2021). En av forutsetningene for at mange økosystemer skal kunne eksistere, er vann med god økologisk tilstand som renner i åpne bekker og elver (Sefo et al., 2021). I mange tilfeller er en av de viktigste hensiktene med å utforme blågrønne infrastrukturer, særlig i urbane områder, å kunne håndtere flomepisoder som følge av økt nedbør i forbindelse med klimaendringer (Ghofrani et al., 2017).

Blågrønne infrastrukturer skal kunne håndtere store mengder nedbør. Urbane områder har også store utfordringer med dårlig vannkvalitet på grunn av ulike forurensningsstoffer og miljøgifter. Restaurerte urbane bekker inneholder i mange tilfeller høye konsentrasjoner av nitrogen og fosfor (Johnson et al., 2016). Dette skyldes at endret arealbruk ved urbanisering de siste tiårene har ført til nedbørsfeltet med stort innslag av tette overflater med lav eller ingen infiltrasjon. Dette har økt flomavrenningen i disse nedbørsfeltene på grunn av redusert infiltrasjon og oppholdstid i jord og grunnvann (Shields et al., 2008). En økt belastning av næringssalter, metaller og andre forurensninger i urbane bekker er dermed konsekvensen (Paul & Meyer, 2001). De urbaniserte endringene i nedbørsfeltet har også redusert økosystemets evne til å holde tilbake næringssalter, slik at utvaskingen til bekker blir stor (Shields et al., 2008). Disse forholdene resulterer i en nedgang av artsrikdom av alger, invertebrater (virvelløse dyr) og fiskesamfunn i urbane bekker (Paul & Meyer, 2001). Tørkeperioder, etterfulgt av kraftige regnbyger, øker også avrenning av næringssalter til bekker. I tørre perioder hopes for eksempel

nitrogen opp i nedbørsfeltet, og transporteres deretter ut til bekker og elver via grunnvann, jordvann og overflatevann ved nedbørsepisoder (Shields et al., 2008).

Bekker og elver reagerer relativt raskt på nedbørshendelser i nedbørsfeltet, noe som medfører at det ofte skjer raske og store endringer i de fysiske og kjemiske forholdene. Både vannføring, temperatur og vannkjemi er primære parametere som regulerer livet i økosystemer i rennende vann (lotiske økosystemer). De fysiologiske og atferdsmessige grensene som kan tolereres av biotaen i akvatiske økosystemer styres hovedsakelig av sykliske variasjoner i disse, og andre relaterte, parametere (Wetzel, 2001). Akvatiske økosystemer er åpne systemer som krever en kontinuerlig tilførsel av energi i form av organisk materiale, nesten utelukkende produsert via fotosyntese. For bekk- og elveøkosystemer er organisk materiale fra alloktone kilder i nedbørsfeltet av størst metabolsk betydning. Eksempler på viktige næringsalter som påvirker produktiviteten i ferskvann er nitrogen og fosfor (Wetzel, 2001).

Ettersom urbane bekker skal kunne håndtere flom, og samtidig også fungere som et økosystem med god vannkvalitet, er det viktig å vite hvordan disse bekkene reagerer på flomepisoder. En studie gjort av McDiffett et al (1989) i en næringsrik førsteordens bekk i forbindelse med kraftige regneepisoder, fant at nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) og fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) generelt økte i konsentrasjon under de tidligste stadiene av økende vannføring i bekken, men ble fortennet igjen etter hvert som bekkens vannføring økte ytterligere. De økte næringssaltkonsentrasjonene etter kraftig nedbør skyldtes overflateavrenning (McDiffett et al., 1989).

Som følge av avrenning fra nedbørsfeltet med påfølgende dårlig vannkvalitet i urbane bekker, er det ønskelig at bekkene evner å holde tilbake næringsalter, da en reduksjon av næringssaltene i vannsøylen kan bedre vannkvaliteten. Bekkerrestaurering har derfor generelt som mål å øke opptaket av næringsalter og holde dem tilbake fra vannsøylen ved å blant annet senke bekkens vannhastighet (Shields et al., 2008). Ved restaurering av urbane bekker og blågrønne vannveier forsøkes det derfor ofte å benytte varierende bekkemorfologi med blant annet innslag av dammer. Dette kan være fordelaktig for bekkens økologiske status. Studier har vist at ved å senke vannhastigheten gjennom dammer, blir det mulig for primærprodusenter å holde tilbake en større andel av næringssaltene i vannsøylen som tilføres bekken (Baho et al., 2021; Sutherland et al., 2014). Dette skyldes at ved lav vannføring transporteres ikke næringsaltet så langt nedstrøms før det tas opp i biomassen og lagres der for en stund (Schlesinger & Bernhardt, 2020). I rennende vann, som elver og bekker, beveger næringsalter seg hovedsakelig i én retning; nedstrøms. Oppløste stoffer som beveger seg nedstrøms kan bindes eller tas opp for en kort periode, og senere frigjøres igjen for videre transport nedstrøms.

Næringssaltene beveger seg med andre ord i sykluser mellom biota og abiotiske komponenter i bekkeøkosystemet i en prosess kalt «nutrient spiraling» (Wetzel, 2001). Det er vist at bekker og elver har en selvrensingseffekt ved at konsentrasjonen av næringssalter som tilføres bekker og elver vil avta nedstrøms som følge av fortykning, permanent tap til grunnvann og biologisk og kjemisk opptak (Schlesinger & Bernhardt, 2020). En studie gjort av Johnson et.al (2016) for å undersøke restaurerte bekker og elver i jordbruksområder og urbane strøk viser også at det er potensial for økt nitrogen- og fosforlagring i bekkene. Studien kommer fram til at økt hydrologisk oppholdstid og volumet av vann som interagerer med reaktive biofilmer og sedimenter, er viktig for å optimalisere bekkens tilbakeholdelse av næringssalter (Johnson et al., 2016).

Ettersom det i urbane områder er mye veitrafikk, og overflateavrenningen fra nedbørsfeltet er stor, forringes vannkvaliteten i urbane bekker også av metaller. Infrastrukturen i urbane områder er utarbeidet for å samle opp nedbør og føre overvannet ut i nærliggende bekker og elver (Göbel et al., 2007). Kvaliteten på dette overflatevannet er påvirket av forurensninger som har hopet seg opp i veibanen, grøftekanter eller på andre tette overflater i det urbane nedbørsfeltet, og føres ut i de urbane bekkene som avrenning (Göbel et al., 2007). Typiske forurensninger er (foruten næringssalter) tungmetaller som bly (Pb), kobber (Cu) og sink (Zn), som bidrar til forringelse av vannkvaliteten (Göbel et al., 2007). En studie gjort av Yu et.al (2014) viste at urbane områder kan bidra betydelig til økte metallkonsentrasjoner i omkringliggende bekker. Forurensingen av tungmetaller skyldes i stor grad veitrafikk, særlig for Pb, Cu og Zn. Yu et.al (2014) fant også at metallkonsentrasjonene i urbant overflatevann økte med økt trafikkmengde. Nedbørsepisoder fungerer også som en driver for økt metallkonsentrasjon i bekkene i slike urbane områder, fordi de avsatte forurensningsstoffene da fraktes med overflateavrenningen til nærliggende vannforekomster (Yu et al., 2014).

Ved høye vannføringsepisoder, som for eksempel under ekstremnedbør, har bekkers turbiditet også en tendens til å øke, noe som potensielt kan føre til vannkvalitetsproblemer (Mukundan et al., 2013). Bekkeøkosystemet påvirkes også av mengden suspenderte partikler i vannfasen. Turbiditet er et mål på mengden suspenderte partikler som gjør vannfasen mer ugjennomsiktig (Wetzel, 2001). Turbiditet forårsakes vanligvis av uorganiske partikler med opphav fra jorderosjon i nedbørsfeltet eller resuspensjon av bunnsedimenter i vannforekomsten, men alger kan også bidra til turbiditet (Wetzel, 2001; Allan & Castillo, 2007). Suspenderte partikler kan både absorbere og spre lys i vannet (Wetzel, 2001). Dermed har suspenderte uorganiske partikler en innvirkning på det akvatiske økosystemet og leveforholdene til organismene i

bekken. Økt turbiditet kan redusere tilgangen på lys langs bekkebunnen, og på den måten svekke fotosyntetisk produksjon, noe som igjen kan redusere mengden oppløst oksygen i vannet (Instrument Choice, 2020). Økt mengde suspenderte partikler kan også føre til at vannplanter, bunndyr og andre vannlevende organismer blir dekket av partikler når partiklene sedimenterer igjen, og de kan da få problemer med å puste.

Vanntemperatur kan også være en utfordring for det akvatiske økosystemet, ettersom temperatur påvirker nesten alle biologiske aktiviteter (Woolway et al., 2021). Temperatur er en viktig habitatfaktor for alt liv i vann. Spesielt ekstremtemperaturer kan være en utfordring for akvatiske organismer. Eksponering av direkte sollys er som regel den viktigste påvirkningsfaktoren for vanntemperaturen i bekker og elver (Allan & Castillo, 2007). Temperatur i bekker og elver varierer også ofte i direkte sammenheng med lufttemperaturen ved at variasjonene i middeltemperaturer i luft gjennom sesongen også gjenspeiles i vanntemperaturene, dersom ikke påvirkningen fra grunnvann eller snøsmelting er stor (Wetzel, 2001; Allan & Castillo, 2007). I de aller fleste bekker og elver viser vanntemperaturen daglige variasjoner. Dette er særlig tilfellet for grunne bekker med lav vannstand og lite skygge langs vannkanten, og som er eksponert for mye direkte sollys (Wetzel, 2001). For bekker øker vanligvis vanntemperaturen også nedstrøms (Wetzel, 2001).

Det akvatiske økosystemet i blågrønne bekker er påvirket av bekkenes vannkvalitet. Flere ulike faktorer spiller inn på vannkvaliteten. Når blågrønne bekker skal designes, er det derfor viktig å ha kunnskap om vannets fysiske og kjemiske forhold i bekkene.

1.1 Formålet med oppgaven

I denne oppgaven undersøkes kjemiske og fysiske parametere i en konstruert bekk som renner gjennom campusområdet til Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) på Ås. Formålet med oppgaven er å kartlegge Campusbekken og finne svar på spørsmål knyttet til bekkens fysiske og kjemiske parametere, som kan legge føringer for videre forskning på bekkens økosystem. Det antas at det er variasjoner i vannkvaliteten langs Campusbekken, både fordi bekkens utforming er noe ulik ved hvert av målepunktene, men også på grunn av elvers og bekkers selvrensingseffekt. Formålet med denne oppgaven er å finne svar på følgende spørsmål:

- Hvor høy kan vanntemperaturen i Campusbekken bli, og hva er minimumstemperaturen (målt fra juni til desember)?

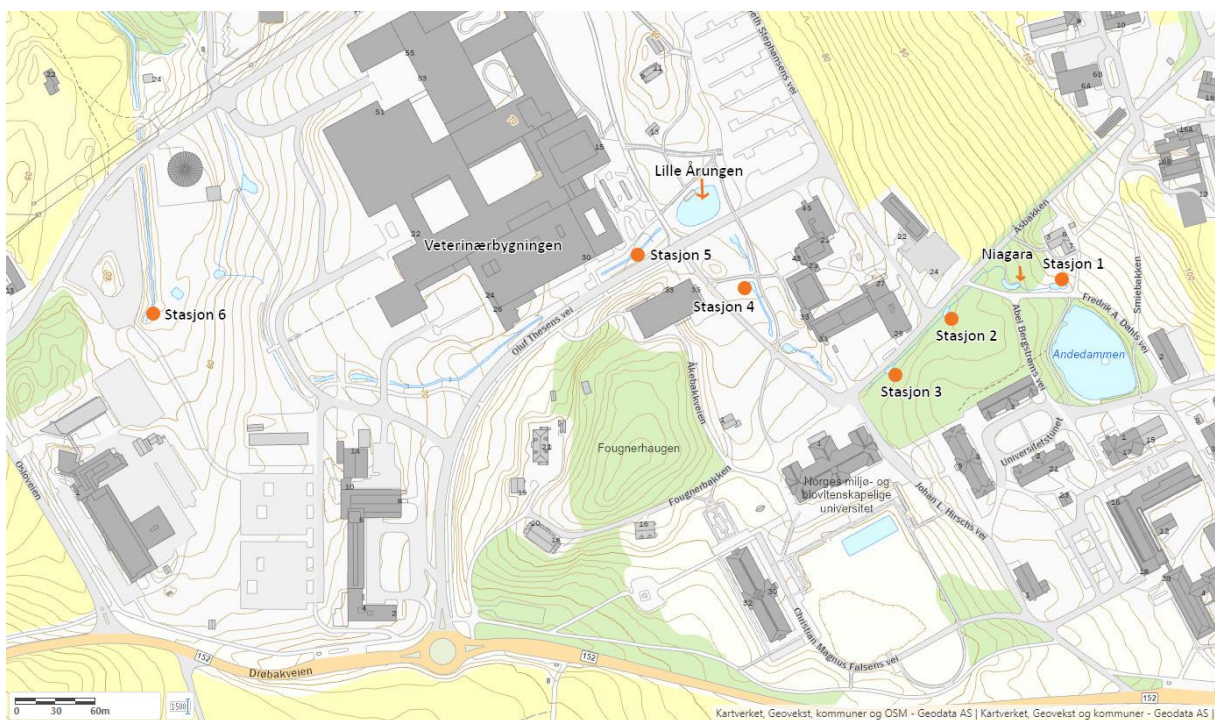
- Hvor stor er temperaturforskjellene mellom de ulike målepunktene i Campusbekken, og hvordan forandrer temperaturen seg nedstrøms?
- Hvor høy er turbiditeten i Campusbekken, og øker den etter nedbør?
- Hvor høy er næringssaltkonsentrasjonene i Campusbekken?
- Renser Campusbekken vannet for nitrogen og fosfor?
- Hvor høy er konsentrasjonen av metaller i Campusbekken, og finnes det forskjeller i metallkonsentrasjonen mellom målepunktene?

Mens Campusbekken er hovedfokuset i denne oppgaven, har det i tillegg blitt tatt vannprøver i Vollebekken, en naturlig, men jordbrukspåvirket, bekk som renner i utkanten av NMBUs campus. Formålet med undersøkelsene av Vollebekken er å sammenligne en konstruert blågrønn bekk med en mer naturlig bekk, for å finne ut om de fysiske og kjemiske parameterne i en blågrønn bekk er høyere eller lavere enn det som er realiteten i en naturlig bekk i samme område.

2. Material og metode

2.1 Områdebeskrivelse

Campusbekken og Vollebekken ligger i Ås kommune i Viken fylke. Campusbekken er en del av campusområdets blågrønne infrastruktur på Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Bekken renner fra Andedammen i parken på NMBU, via «Niagara» som ble opparbeidet i 1940-årene (Norske landskapsarkitekters forening, u.å.-b), og videre nedover til en nyanlagt større dam navngitt «Lille Årungen» (se Figur 1 og Vedlegg B). Denne dammen ble konstruert i forbindelse med byggingen av den nye Veterinærbygningen som stod ferdig i 2021. Deretter renner bekken langs Veterinærbygningen og ut i Vollebekken. Den blågrønne bekken er utformet med tett duk i bunnen, og lengst oppstrøms også med et lag leire oppå, for å gjøre bekken tett (Norske landskapsarkitekters forening, u.å.-b).



Figur 1: Kart over campusområdet ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), Ås. (Se Vedlegg B for flyfoto). Prøvepunkter for vannprøvetaking og temperaturmåling i Campusbekken (stasjon 1 til stasjon 5) og Vollebekken (stasjon 6) er markert med oransje punkter. Campusbekken renner fra Andedammen, gjennom deler av universitetsparken og ut i Vollebekken. Kartet er hentet fra NVE (u.å.-c).

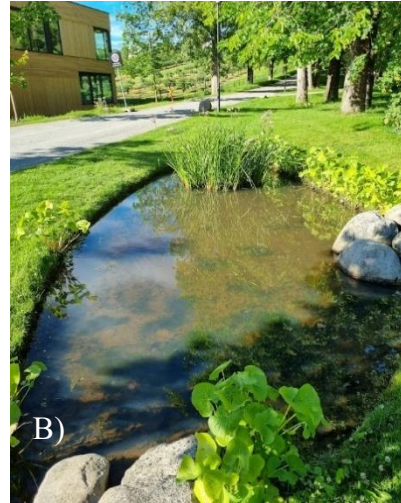
Campusbekken karakteriseres av lav til ingen vannføring, og er i stor grad en usammenhengende bekk med innslag av flere små kulper. I perioder med lite nedbør er det kun vann i bekkens kulper. Bekken er anlagt for å kunne håndtere overvann og flom ved ekstremnedbør og snøsmelting. Samtidig skal Campusbekken bidra til å øke det biologiske mangfoldet, både i vann og på land, ved å tilby leveområder for ulike planter, dyr og

mikroorganismer. Ved etableringen av Campusbekken var det også et mål at bekken skal rense vannet for næringssalter. Planter langs bekken skal ta opp næringssalter som fosfor og nitrogen, i tillegg til mindre partikler (Norske landskapsarkitekters forening, u.å.-a). Større partikler og sedimenter skal legges igjen i dammen Lille Årungen, hvor vannhastigheten senkes (Norske landskapsarkitekters forening, u.å.-a). Lille Årungen ble også utformet med elvegrus i bunnen som skal sørge for at vannet er klart (Ellingsen, 2019). Langs Lille Årungen ligger også en større parkeringsplass, samt en liten bilvei, der overvannet ledes ut i Lille Årungen gjennom grønne vannveier som vadi.

Vollebekken ligger i utkanten av NMBUs campus, og tar imot overvannet fra universitetsområdet via Campusbekken. Innsjøen Årungen er resipient. Vollebekken er en naturlig bekk som har sitt utspring fra et dreneringsrør fra jordbruksområder. Vollebekken er 0,9 km lang, og er en av Årungens tilløpsbekker. Nedbørsfeltet er 2,1 km² stort, og har en leirdekningsgrad på 50 % og består av ca. 38 % dyrket mark (se kart over generert nedbørsfelt fra NEVINA i Vedlegg C; (NVE, u.å.-a)). Vollebekken mottar også avrenning fra blant annet Drøbakveien (Fv152) (Figur 1). Vollebekken kategoriseres som kalkrik og humøs (Vann-Nett, u.å.).

Vannprøvetaking og temperaturmåling ble gjort ved fem ulike prøvepunkter i Campusbekken og ett prøvepunkt i Vollebekken (Figur 1) (geografiske koordinater er gitt i Vedlegg A). I Campusbekken ble det valgt å ha prøvepunktene i kulp, ettersom det ofte ikke er vann i bekken bortsett fra i kulpene (Figur 2). Stasjon 1 var lengst oppstrøms i Campusbekken, og stasjon 5 lengst nedstrøms. Stasjon 1 var rett nedstrøms utløpet til Andedammen. Stasjon 2 var nedstrøms Niagara-fallet. I stasjon 3 var det en del vannplanter. Felles for stasjon 1, 2 og 3 er at da denne delen av Campusbekken ble opparbeidet, ble leire lagt oppå duken for å holde bekkebunnen tett. I strekket hvor stasjon 2 og stasjon 3 ble plassert er bekken utformet med gressterskler mellom hver kulp for å blant annet gi god rense- og fordrøyningsseffekt (Norske landskapsarkitekters forening, u.å.-b). Stasjon 4 og stasjon 5 ble plassert i det nyeste strekket av Campusbekken, hvor bekkebunnen ble utformet med runde steiner. Stasjon 5 var nedstrøms Lille Årungen.

I Vollebekken ble prøvepunktet (stasjon 6) plassert noen meter nedstrøms hvor bekken kommer ut av rør og blir en åpen bekk, men samtidig oppstrøms av hvor Campusbekken renner ut i Vollebekken.



Figur 2: Bilder av prøvepunktene i Campusbekken (stasjon 1 til stasjon 5) og Vollebekken (stasjon 6). A) Stasjon 1 (10. november 2022). B) Stasjon 2 (11. juli 2022). C) Stasjon 3 (30. juni 2022). D) Stasjon 4 (2. juni 2022). E) Stasjon 5 (11. juli 2022). F) Stasjon 6 (26. juni 2022, ved høy vannføring). Foto: Olsen, G.H., 2022.

2.2 Feltarbeid

Måling av vanntemperatur og vannprøvetaking ble gjort på samme måte ved alle de seks målepunktene. Framgangsmåten var lik gjennom hele feltperioden.

2.2.1 Temperaturmåling

Vanntemperatur i Campusbekken og Vollebekken ble målt fra 10. juni til 2. desember 2022. Loggingsintervallet ble satt til hvert 15. minutt for å kunne fange opp eventuelle temperaturendringer som skjer over et kort tidsrom. Det er anbefalt å benytte et loggingsintervall på minimum 30 minutter, men gjerne et intervall på 15 minutter i små bekker (Jones & Allin, 2010). Et kortere loggingsintervall kan gi en mer korrekt observasjon av maksimums- og minimumstemperaturen i løpet av et døgn, da disse temperaturene typisk bare opptrer i et kort tidsrom. Særlig i bekker med store daglige temperaturvariasjoner øker sannsynligheten for å «gå glipp av» maksimumstemperaturen med et for stort loggingsintervall (Dunham et al., 2005).

Det ble benyttet tempereturlogger av typen HOBO MX2201 Pendant Water Temperature Data Logger. Disse har en nøyaktighet på $\pm 0,5^{\circ}\text{C}$ (Onset, u.å.). Temperaturloggerne ble festet med strips til hver sin teglstein for å ligge stødig på bekkebunnen og tåle bekkenes vannføring (Figur 3). Temperaturloggeren i Vollebekken (stasjon 6) ble i løpet av feltperioden festet til en ekstra teglstein, ettersom økt vannføring i forbindelse med nedbør viste seg å bli så stor at tempereturloggeren ble transportert videre nedstrøms i bekken. Temperaturloggerne ble også plassert inni et plastrør for å gi skygge, samtidig som røret tillot vanngjennomstrømning. Det ble valgt å bruke et svart plastrør, for å skape minst mulig blikkfang. Dette ble gjort for å unngå at nysgjerrige turgåere i universitetsparken skulle se installasjonen og eventuelt forstyrre temperaturmålingene. Det antas at det svarte røret ikke har hatt noen oppvarmende effekt på den målte vanntemperaturen, basert på gjennomgang av temperaturmålingene i etterkant. Periodevis tildekking og fjerning av leire på noen av tempereturloggerne så heller ikke ut til å ha hatt noen effekt på temperaturmålingene.



Figur 3: Bilde av oppsettet for måling av vanntemperatur. Foto: Olsen, G.H, 2022.

2.2.2 Vannprøvetaking

Det ble tatt vannprøver omtrent en gang i måneden i perioden juni til oktober 2022 i forbindelse med nedbørsepisoder (Tabell 1). For å kunne undersøke eventuelle endringer i vannkvaliteten ved regneepisoder, ble det tatt vannprøver både rett før en regnbyge (etter en periode med tørre værforhold) og rett etter regnbygen startet. Nedbørsprøvene ble tatt mens det fortsatt regnet, fordi en eventuell økning av konsentrasjoner tilført bekker fra avrenning, kan oppstå før selve flomtoppen kommer (McDiffett et al., 1989). Værmeldingstjenesten yr.no ble brukt til å følge med på når regnbyger var forventet, og eventuell vannprøvetaking burde skje. I perioder tørket stasjon 4 og stasjon 5 inn, og resulterte i henholdsvis to og fire manglende vannprøver fra disse prøvepunktene (Tabell 1). Ved to anledninger ble vannprøvene tatt før nedbør og påfølgende vannprøver tatt etter nedbør, tatt dagen etter hverandre, ettersom de varslede regnbygene lot vente på seg (Tabell 1). I løpet av feltperioden ble det samlet inn til sammen 66 vannprøver i forbindelse med nedbørsepisoder (54 stk. fra Campusbekken og 12 stk. fra Vollebekken).

For metallanalyser har det i tillegg til prøvetaking før og etter nedbør, blitt tatt ukentlige vannprøver (på fast ukedag) fram til november, uavhengig av værforholdene (Tabell V. 2 i Vedlegg F). Dette ble gjort for å få en bedre tidsoppløsning, men også for å være sikker på å få noen resultater å behandle ettersom vannprøvetaking basert på nedbørsepisoder er usikkert. Totalt antall vannprøver til metallanalyse ble derfor 192 (159 stk. fra Campusbekken og 33 stk. fra Vollebekken).

Tabell 1: Oversikt over tidspunkt for vannprøvetaking av Campusbekken (stasjon 1 til stasjon 5) og Vollebekken (stasjon 6) før nedbør og etter nedbør, 2022. Det ble gjennomført til sammen 12 vannprøvetakinger ved hvert prøvepunkt; halvparten før nedbør og andre halvpart etter nedbør. (For metallanalyser ble det i tillegg tatt ukentlige vannprøver). * Indikerer at det ikke ble tatt vannprøve, fordi stasjonen var inntørket.

Dato	Kl.	Prøvepunkt	Prøvetype
26.jun	13:24	Stasjon 1	Før nedbør
26.jun	13:12	Stasjon 2	Før nedbør
26.jun	13:05	Stasjon 3	Før nedbør
26.jun	12:54	Stasjon 4	Før nedbør
26.jun	12:42	Stasjon 5	Før nedbør
26.jun	12:22	Stasjon 6	Før nedbør
26.jun	18:33	Stasjon 1	Etter nedbør
26.jun	18:24	Stasjon 2	Etter nedbør
26.jun	18:18	Stasjon 3	Etter nedbør
26.jun	18:08	Stasjon 4	Etter nedbør
26.jun	17:58	Stasjon 5	Etter nedbør
26.jun	17:43	Stasjon 6	Etter nedbør
13.jul	11:59	Stasjon 1	Før nedbør
13.jul	11:52	Stasjon 2	Før nedbør
13.jul	11:45	Stasjon 3	Før nedbør
13.jul	11:33	Stasjon 4	Før nedbør
13.jul	11:20	Stasjon 5	Før nedbør
13.jul	11:00	Stasjon 6	Før nedbør
13.jul	15:02	Stasjon 1	Etter nedbør
13.jul	14:55	Stasjon 2	Etter nedbør
13.jul	14:48	Stasjon 3	Etter nedbør
13.jul	14:40	Stasjon 4	Etter nedbør
13.jul	14:30	Stasjon 5	Etter nedbør
13.jul	14:14	Stasjon 6	Etter nedbør
15.aug	16:10	Stasjon 1	Før nedbør
15.aug	15:56	Stasjon 2	Før nedbør
15.aug	15:47	Stasjon 3	Før nedbør
15.aug	15:38	Stasjon 4	Før nedbør
15.aug	-	Stasjon 5*	Før nedbør
15.aug	15:10	Stasjon 6	Før nedbør
15.aug	20:40	Stasjon 1	Etter nedbør
15.aug	20:33	Stasjon 2	Etter nedbør
15.aug	20:27	Stasjon 3	Etter nedbør
15.aug	20:19	Stasjon 4	Etter nedbør
15.aug	-	Stasjon 5*	Etter nedbør
15.aug	20:04	Stasjon 6	Etter nedbør

Dato	Kl.	Prøvepunkt	Prøvetype
12.sep	14:53	Stasjon 1	Før nedbør
12.sep	14:43	Stasjon 2	Før nedbør
12.sep	14:36	Stasjon 3	Før nedbør
12.sep	-	Stasjon 4*	Før nedbør
12.sep	-	Stasjon 5*	Før nedbør
12.sep	14:10	Stasjon 6	Før nedbør
13.sep	00:45	Stasjon 1	Etter nedbør
13.sep	00:35	Stasjon 2	Etter nedbør
13.sep	00:27	Stasjon 3	Etter nedbør
13.sep	-	Stasjon 4*	Etter nedbør
13.sep	-	Stasjon 5*	Etter nedbør
13.sep	00:06	Stasjon 6	Etter nedbør
30.sep	15:03	Stasjon 1	Før nedbør
30.sep	14:51	Stasjon 2	Før nedbør
30.sep	14:45	Stasjon 3	Før nedbør
30.sep	14:36	Stasjon 4	Før nedbør
30.sep	14:30	Stasjon 5	Før nedbør
30.sep	14:15	Stasjon 6	Før nedbør
01.okt	14:42	Stasjon 1	Etter nedbør
01.okt	14:35	Stasjon 2	Etter nedbør
01.okt	14:30	Stasjon 3	Etter nedbør
01.okt	14:20	Stasjon 4	Etter nedbør
01.okt	14:13	Stasjon 5	Etter nedbør
01.okt	14:01	Stasjon 6	Etter nedbør
24.okt	12:25	Stasjon 1	Før nedbør
24.okt	12:18	Stasjon 2	Før nedbør
24.okt	12:14	Stasjon 3	Før nedbør
24.okt	12:06	Stasjon 4	Før nedbør
24.okt	12:00	Stasjon 5	Før nedbør
24.okt	11:48	Stasjon 6	Før nedbør
24.okt	17:20	Stasjon 1	Etter nedbør
24.okt	17:12	Stasjon 2	Etter nedbør
24.okt	17:05	Stasjon 3	Etter nedbør
24.okt	16:57	Stasjon 4	Etter nedbør
24.okt	16:48	Stasjon 5	Etter nedbør
24.okt	16:35	Stasjon 6	Etter nedbør

Vannprøver til metallanalyse og vannprøver til næringssalt- og turbiditetsanalyse ble tatt i to ulike prøveflasker. For metallprøvene ble det benyttet rør på 50 ml fra Sarstedt, og for de andre vannprøvene ble plastflasker av polypropylen (250 ml) benyttet. Prøveflaskene ble kondisjonerte ved å skylle dem tre ganger med prøvevann før vannprøvene ble tatt. Når vannprøvene ble tatt ble det brukt engangshansker av vinyl for å redusere eventuell kontaminering, særlig av metallprøvene. Hansker ble byttet mellom hvert målepunkt. Metallprøvene ble fylt opp til 50 ml -merket, mens de andre vannprøvene ble fylt helt opp for å unngå luft i prøveflaskene. Metallprøvene ble alltid tatt før de andre vannprøvene.

Etter prøvetaking ble vannprøvene fraktet direkte til laboratoriet i Jordfagbygningen på NMBU for videre behandling. Metallprøvene ble satt på kjølerom for oppbevaring fram til analysering etter endt feltperiode. De andre vannprøvene ble behandlet på laboratoriet enten rett etter prøvetaking eller neste dag (da etter å ha stått mørkt og kjølig i mellomtiden).

2.3 Laboratoriearbeid

Laboratoriearbeidet ble gjennomført på fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) sine laboratorier i Jordfagbygningen ved NMBU.

2.3.1 Turbiditet

Måling av vannprøvenes turbiditet ble gjort utenom standardmetodikk, ettersom laboratoriets turbidimeter var i ustand. Som en nødløsning ble derfor absorbans i vannprøvene målt på spektrofotometer (Shimadzu UV-VIS Spectrophotometer Model UV-1201) ved bølgelengde 750 nm. En kvartskyvette på 2 cm ble brukt. Vannprøvene var romtempererte når de ble målt på spektrofotometeret, for å unngå kondens på kyvetten. Prøvene ble forsiktig ristet litt før de ble overført til kyvetten for måling.

Etter feltperioden var over ble en kjent standardløsning, HACH Formazin Turbidity Standard 4000 NTU, fortynnet flere ganger for å lage en standardrekke. Standardløsningen ble ristet først. Absorbansen til standardrekken ble målt på tilsvarende måte som vannprøvene, på samme spektrofotometer. Tilhørende kalibreringskurve ble brukt til å bestemme turbiditeten i vannprøvene.

Ettersom framgangsmåten ikke er standardmetodikk må resultatene for turbiditet tolkes med forsiktighet, og kan bare brukes for å gi en indikasjon på om det ble observert store eller små endringer i turbiditet i bekkene.

2.3.2 Næringssalter

Total fosfor

Total fosfor (TP) bestemmes som ortofosfat etter oksidasjon i autoklav. Etter vannprøvetaking ble 10 ml ufiltrert prøve pipettert ut, etter at prøveflaskene hadde blitt ristet først. 2 ml av oksidasjonsmiddelet kaliumperoxydisulfat ble så tilsatt. Oksidasjonsmiddel ble tilsatt for at fosforforbindelsene i vannprøvene skulle oksidere til ortofosfat. Deretter ble prøvene autoklavert i en SANYO Autoclave ved 1 atm på 121°C i 30 minutter. Etterpå ble prøvene oppbevart i romtemperatur til videre analyse etter endt feltperiode.

Deretter ble analyser av TP gjennomført i henhold til standard NS-EN 1189. Fra de autoklaverte prøvene ble 5 ml pipettert over i reagensrør og tilsatt 0,2 ml ascorbinsyre og 0,2 ml molybdat. Prøvene ble ristet etter hver tilsetning. Ascorbinsyre dannet et surt miljø og fungerte som reduksjonsmiddel, mens tilsetning av molybdat ga løsningen en blåfarge som kunne måles (Digernes, 2004). Etter omtrent 30 minutter ble prøvenes absorbans avlest på spektrofotometeret Shimadzu UV-VIS Spectrophotometer Model UV-1201 på bølgelengde 880 nm og med 2 cm kvartskyvette. Standardrekke og kalibreringskurve ble også laget, og videre brukt til bestemmelse av TP -konsentrasjoner.

Deteksjonsgrense (LOD) og kvantifiseringsgrense (LOQ) ble regnet ut ved å multiplisere standardavviket til blankprøvene med henholdsvis 3 og 10, etter vanlig praksis (Shrivastava & Gupta, 2011). For TP var $LOD = 0,0024 \text{ mg/l}$ og $LOQ = 0,0082 \text{ mg/l}$.

Total nitrogen

Analyser av total nitrogen (TN) ble gjennomført ved å måle prøvene for nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) etter Norsk Standard NS 4743. Etter vannprøvetaking ble 10 ml ufiltrert prøve pipettert ut, etter at prøveflaskene hadde blitt ristet først. 5 ml av oksidasjonsmiddelet peroksodisulfat ble så tilsatt. Peroksodisulfat ble tilsatt for at de uorganiske og organiske nitrogenforbindelsene i vannprøvene skulle oksidere til nitrat. Deretter ble prøvene autoklavert i en SANYO Autoclave ved 1 atm på 121°C i 30 minutter. Etterpå ble prøvene oppbevart i romtemperatur til videre analyse etter endt feltperiode.

Videre ble TN bestemt ved «flow injection analysis» (FIA) sammen med kvalifisert laboratorietekniker ved jordfagslaboratoriet. Nitrat ble da redusert til nitritt, som reagerte i surt miljø og dannet et rosa fargestoff. Absorbansen til fargestoffet ble målt spektrofotometrisk ved

bølgelengde 540 nm på spektrofotometer (TECATOR FIAstar 5000 med autosampler 5027 (NO₂/NO₃) med Cd-kolonne).

Deteksjonsgrensen var 0,009 mg/l og kvantifiseringsgrensen var 0,032 mg/l.

Biotilgjengelige næringssalter

Fosfat-P

For analyser av de biotilgjengelige næringssaltene fosfat (PO₄-P), ammonium (NH₄-N) og nitrat (NO₃-N) ble filtrerte vannprøver benyttet. Etter vannprøvetaking ble 50 ml av vannprøvene filtrert gjennom Cellulose Acetate Filter med porestørrelse 0,45 µm. De fleste filtrerte vannprøvene ble frosset ned fram til analysering etter endt feltperiode. I noen tilfeller ble derimot filtrert vannprøve sendt til analyse for NO₃-N med det samme.

Analyser av fosfat (PO₄-P) ble gjennomført i henhold til standard NS-EN 1189, på samme måte som for total fosfor. 5 ml filtrert prøve ble tilsatt 0,2 ml ascorbinsyre og 0,2 ml molybdat. Prøvene ble ristet etter hver tilsetning. Deretter ble prøvene avlest på spektrofotometer (Shimadzu UV-VIS Spectrophotometer Model UV-1201) på bølgelengde 880 nm i kvartskyvette på 2 cm. Standardrekker og kalibreringskurver ble også laget, og videre brukt til bestemmelse av PO₄-P -konsentrasjoner.

Deteksjonsgrense og kvantifiseringsgrense ble regnet ut på samme måte som for total fosfor. For PO₄-P var LOD = 2,2 µg/l og LOQ = 7,2 µg/l.

Ammonium-N

Analyser av ammonium (NH₄-N) ble gjennomført i henhold til en modifisert versjon av Norsk Standard NS 4746, der salicylsyre brukes i stedet for fenol som er svært giftig. 3 ml av filtrert prøve ble tilsatt 0,5 ml salicylat og 0,5 ml hypoklorit. Prøvene ble ristet etter hver tilsetning. I prøvene ble det dannet en blåfarge som kunne måles. Etter omtrent en time ble prøvene avlest på spektrofotometer (Shimadzu UV-VIS Spectrophotometer Model UV-1201) ved bølgelengde 655 nm og med kvartskyvette på 1 cm. Standardrekker og kalibreringskurver ble også laget, og videre brukt til bestemmelse av NH₄-N -konsentrasjoner.

Deteksjonsgrense og kvantifiseringsgrense ble regnet ut på samme måte som for total fosfor. For NH₄-N var LOD = 0,0082 mg/l og LOQ = 0,027 mg/l.

Nitrat-N

Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) ble analysert ved ionekromatografi (IC) fra filtrerte vannprøver. Ionekromatografi kan deles inn i en mobil og en stasjonær fase. I den mobile fasen transporteres stoffene gjennom systemet. I den stasjonære fasen separeres ioner ved at de har ulik affinitet til en kolonne i systemet. Avhengig av affiniteten til stoffene i vannprøven passerer de gjennom kolonnen med ulik hastighet. Sammen med at ledningsevnen til de løste ionene også måles, dannes et kromatogram og stoffene i prøven blir identifisert og kvantifisert. Måling med IC ble gjort av kvalifiserte laboratorieteknikere ved jordfagslaboratoriet på NMBU.

Nøyaktig deteksjonsgrense for nitratmålingene er ikke kjent. Ettersom 0,001 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ er den laveste kjente nitratkonsentrasjonen som ble målt i dette datasettet, ble deteksjonsgrensen satt til 0,0009 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$. Denne deteksjonsgrensen ble brukt for de ikke-detekterte nitratmålingene i beregninger av deskriptiv statistikk.

2.3.3 Metaller

Vannprøvene ble analysert for totale konsentrasjoner av kobber (Cu), sink (Zn), nikkel (Ni) og bly (Pb) ved hjelp av induktivt koplet plasma massespektrometri (ICP-MS). Analysen ble utført på isotoplaben i Jordfagbygningen sammen med kvalifisert laboratoriepersonal. Etter vannprøvetaking ble vannprøvene oppbevart mørkt og kjølig, og analysen ble gjennomført for alle vannprøvene samtidig etter endt feltperiode.

En uke før analyse ble vannprøvene konserverert med subdestillert ultraren salpetersyre (HNO_3), for å hydratisere eventuelle metaller som hadde adsorbent til veggene i prøveflaskene. 1 ml av konsentrert (65% w/w) HNO_3 ble tilsatt vannprøvene på 50 ml, og ristet.

Vannprøvene ble analysert på en Agilent 8900#100 ICP-MS i reaksjon med ammoniakk-gass (NH_3). ICP-MS er en metode som kan måle svært lave konsentrasjoner. Vannprøvene ble omdannet til aerosoler ved hjelp av en forstøver, og ble deretter ført inn i et plasma (en liten sky av varm (6000 K til 10 000 K) og delvis ionisert argongass). I plasmaet fordampet løsningsmidlet i prøven, og de tilstedeværende forbindelsene dekomponerte og analytt ble ionisert. I massespektrometeret ble ionene separert etter masse/ladning og grunnstoffene identifisert med utgangspunkt i forholdet mellom masse og ladning. Konsentrasjonen av grunnstoffene ble bestemt ut fra antall ioner som traff detektoren.

I de statistiske analysene ble følgende LOQ-verdier benyttet: Cu = 0,019 µg/l, Zn = 0,13 µg/l, Ni = 0,89 µg/l og Pb = 0,0024 µg/l. LOD-verdiene for metallene var henholdsvis: Cu = 0,006 µg/l, Zn = 0,04 µg/l, Ni = 0,3 µg/l og Pb = 0,0007 µg/l.

2.4 Grenseverdier i Vannforskriften

Vannkvaliteten i både Campusbekken og Vollebekken har blitt sjekket opp mot grenseverdier gitt i Vannforskriften. I forbindelse med Vannforskriften er det fastsatt et klassifiseringssystem med fem tilstandsklasser for økologisk tilstand, som skiller mellom svært god, god, moderat, dårlig og svært dårlig tilstand (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). Klassegrensene i klassifiseringssystemet viser til en forventet økende grad av skade på organismsamfunnet i vannsøylen (Miljødirektoratet, 2020). For naturlige overflatevann er miljømålet at tilstanden ikke skal forringes, samt at vannforekomsten skal oppnå minst god økologisk og kjemisk tilstand (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018).

I Vannforskriften er det også gitt grenseverdier for 45 prioriterte miljøgifter i vann, etter EUs vanndirektiv. Dette er stoffer som utgjør en vesentlig risiko for akvatisk vannmiljø (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). Det er også utviklet et klassifiseringssystem for forurensning av vannregionspesifikke stoffer, som tilføres vannforekomster i betydelige mengder. Blant de prioriterte miljøgiftene er Pb og Ni og blant vannregionspesifikke stoffer er Cu og Zn (Vannforskriften, 2006; Miljødirektoratet, 2020), som er vanlige metaller i forbindelse med avrenning fra veitrafikk (Yu et al., 2014). Når vannforekomster skal klassifiseres med hensyn til miljøgifter brukes en miljøkvalitetsstandard, EQS («environmental quality standard»). EQS er grenseverdien mellom god og dårlig tilstand, og i vann oppgis den som to verdier; både årlig gjennomsnitt (AA-EQS) og maksimal verdi (MAC-EQS) (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). Øvre grense for klasse II (god tilstand) tilsvarer AA-EQS, og er grenseverdien for kroniske effekter ved eksponering over lang tid. Øvre grense for klasse III (moderat tilstand) tilsvarer MAC-EQS, og er grenseverdien for akutt toksiske effekter ved korttidseksponering (Miljødirektoratet, 2020).

Resultater av total nitrogen er sammenlignet med grenseverdiene gitt i Tabell 2, resultater av fosfor med grenseverdiene gitt i Tabell 3, og resultater av metallene er sammenlignet med grenseverdiene gitt i Tabell 4. Det har da blitt tatt utgangspunkt i den gjennomsnittlige konsentrasjonen (før og etter nedbør samlet) fra hvert av målepunktene i Campusbekken og Vollebekken.

Avhengig av andelen marin leire (leirdekningsgraden) i et nedbørsfelt, øker den naturlige tilførselen av TP i elver og bekker (Schneider & Skarbøvik, 2022). Det skyldes at marin leire er naturlig rik på mineralsk fosfor (fra apatitt) (Schneider & Skarbøvik, 2022). Miljømålet (grensen mellom god/moderat) for leirvassdrag er derfor vanskelig å fastsette for TP, blant annet fordi det finnes få upåvirkede leirvassdrag som kan brukes til å anslå naturtilstanden (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). For leirvassdrag er det kun fastsatt en grense mellom god/moderat tilstand, som avhenger av mengden marin leire oppstrøms i nedbørsfeltet (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). Vollebekken er kategorisert som et leirvassdrag med en leirdekningsgrad på 50 % (Vedlegg C). Fosforkonsentrasjonene klassifiseres derfor etter grensen mellom god/moderat tilstand gitt i Tabell 3. Etersom Campusbekken ligger i Vollebekkens nedbørsfelt (Vedlegg C), samt at det er stor mulighet for marin leire også på campusområdet (Vedlegg D; (NGU, u.å.-b)), har fosforkonsentrasjonene målt i Campusbekken også blitt sammenlignet med grenseverdiene for leirvassdrag med 50 % leirdekningsgrad (Tabell 3).

Grenseverdiene oppgitt for metaller gjelder for konsentrasjoner i oppløsning, det vil si vannprøver som er filtrerte gjennom et 0,45 µm filter (Vannforskriften, 2006). I denne oppgaven ble derimot den totale fraksjonen av metaller målt i vannprøvene. Resultatene ble likevel sammenlignet med de oppgitte grenseverdiene. Det betyr at klassifiseringen av metaller i denne oppgaven kan være litt «strengere» enn om grenseverdiene hadde blitt sammenlignet med metallkonsentrasjoner fra filtrerte vannprøver, avhengig av hvor stor andel av vannprøvenes metallkonsentrasjoner som var løst og bundet til organiske stoffer og andre partikler.

Tabell 2: Klassegrenser for total nitrogen (Tot-N) for humøse, moderat kalkrike til kalkrike elver i lavlandet (<200 moh.) Innholdet i tabellen er hentet fra Direktoratgruppen vanndirektivet (2018).

	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Tot-N [µg/l]	1 – 550	550 – 775	775 – 1325	1325 – 2025	> 2025

Tabell 3: Naturtilstand og klassegrenser for total fosfor (Tot-P) i vassdrag med 50 % leirdekningsgrad og løst ortofosfat (PO₄-P i filtrert prøve) for leirvassdrag. Innholdet i tabellen er hentet fra Direktoratgruppen vanndirektivet (2018).

Leirdekningsgrad	Antatt naturtilstand for Tot-P (µg/l)	God/moderat-grense for Tot-P (µg/l)
50 %	40	80
Vassdragstype	Antatt naturtilstand for løst PO ₄ -P i filtrert prøve	God/moderat-grense for løst PO ₄ -P i filtrert prøve
Leirvassdrag	2 – 6 µg/l	10 µg/l

Tabell 4: Tilstandsklasser med tilhørende grenseverdier for vurdering av metaller i ferskvann ($\mu\text{g/l}$). Øvre grense for klasse II tilsvarer AA-EQS (årlig gjennomsnitt) og øvre grense for klasse III tilsvarer MAC-EQS (maksimal verdi). Innholdet i tabellen er hentet fra veileder M-608 Miljødirektoratet (2020).

Navn på stoff	Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
	Bakgrunn	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
	Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved korttids-eksponering	Omfattende toksiske effekter
Metaller [$\mu\text{g/l}$]					
Bly (Pb)	0 - 0,02	0,02 - 1,2	1,2 - 14	14 - 57	> 57
Kobber (Cu)	0 - 0,3	0,3 - 7,8		7,8 - 15,6	> 15,6
Nikkel (Ni)	0 - 0,5	0,5 - 4	4 - 34	34 - 67	> 67
Sink (Zn)	0 - 1,5	1,5 - 11		11 - 60	> 60

2.5 Statistiske analyser og databehandling

Dataene har blitt behandlet i Microsoft Excel (versjon 2302). Statistiske analyser og framstilling av figurer ble utført i RStudio versjon 2022.12.0+353 (med R versjon 4.2.2). Pakker som ble brukt i RStudio var ggplot2, readxl, NADA, NADA2 og EnvStats.

I denne oppgaven har det blitt brukt statistiske metoder som tar hensyn til konsentrasjoner under deteksjons- og kvantifiseringsgrensen uten å benytte substituering av data. I miljødata benyttes ofte substitusjon for ikke-detekterte verdier («censored data»), og innen vannkjemi da typisk ved å erstatte prøver med ikke-detekterte verdier med halve deteksjons- eller kvantifiseringsgrensen (Helsel, 2006). Dette kan ifølge Helsel (2006) være uheldig når deskriptiv (beskrivende) statistikk beregnes, og kan også påvirke utfallet av hypotesetesting. En av utfordringene knyttet til substituering av data er at det antas at den ikke detekterte verdien er en kjent konsentrasjon, når det ikke er tilfellet (Helsel, 2006).

Deskriptiv statistikk ble i denne oppgaven beregnet ved bruk av metoden «Regression on Order Statistics» (ROS). Dette er en metode som fungerer bra i de fleste situasjoner, og som ikke benytter substituering av data. Metoden forutsetter at dataene følger en lognormal fordeling. Da utføres det en regresjon på dataene der lognormale kvantiler forutsettes (Huston & Juarez-Colunga, 2009). De detekterte verdiene i datasettet blir da plottet som en rett linje. Censored data plottes ikke, ettersom de eksakte verdiene ikke er kjent. Regresjonslinjen fra de detekterte verdiene brukes til å modellere de ikke-detekterte verdiene, basert på sannsynligheten til censored data for å være mindre eller lik deteksjonsgrensen (Helsel, 2023). På denne måten påvirker de ikke-detekterte verdiene i datasettet beregningene av gjennomsnitt, standardavvik og persentiler uten å anta eksakte konsentrasjoner for de ikke-detekterte prøvene. For prøver

som ikke har censored data gir ROS-metoden det samme gjennomsnittet og standardavviket som vanlig (Helsel, 2023).

«Permutational multivariate analysis of variance» (PERMANOVA) ble brukt til å teste for statistisk signifikant forskjell i målte konsentrasjoner mellom de ulike målepunktene, mellom Campusbekken og Vollebekken, og mellom vannprøver tatt før nedbør og etter nedbør. Signifikansnivået ble satt til 0,05. PERMANOVA er en semiparametrisk metode som tester for signifikant forskjell mellom to eller flere grupper, basert på en geometrisk fordeling av variasjon (Anderson, 2014). Metoden utfører en permutasjonstest av forskjeller i gjennomsnittene mellom grupper av censored data (Helsel & Julian, 2023). I denne oppgaven ble det gjort 9999 permuteringer ved PERMANOVA-testene. Ettersom metoden baserer seg på permuteringstester, unngås utfordringer med å forutsette at dataene er normalfordelte og at det er lik varians mellom gruppene (Helsel & Julian, 2023). I miljødata er disse forutsetningene ofte ikke oppfylt.

Ved behandling av temperaturdataene har flere målinger fra stasjon 4 og stasjon 5 blitt ekskludert, fordi kulpene ved disse stasjonene i perioder var inntørket. I disse periodene har temperaturloggerne målt lufttemperatur i stedet for vanntemperatur. Målinger av lufttemperatur er forsøkt fjernet fra datasettene, med utgangspunkt i egne feltnotater, samt værdata fra feltperioden hentet fra Sildre, målestasjon «NMBU/Ås – Grønt tak» (NVE, u.å.-b).

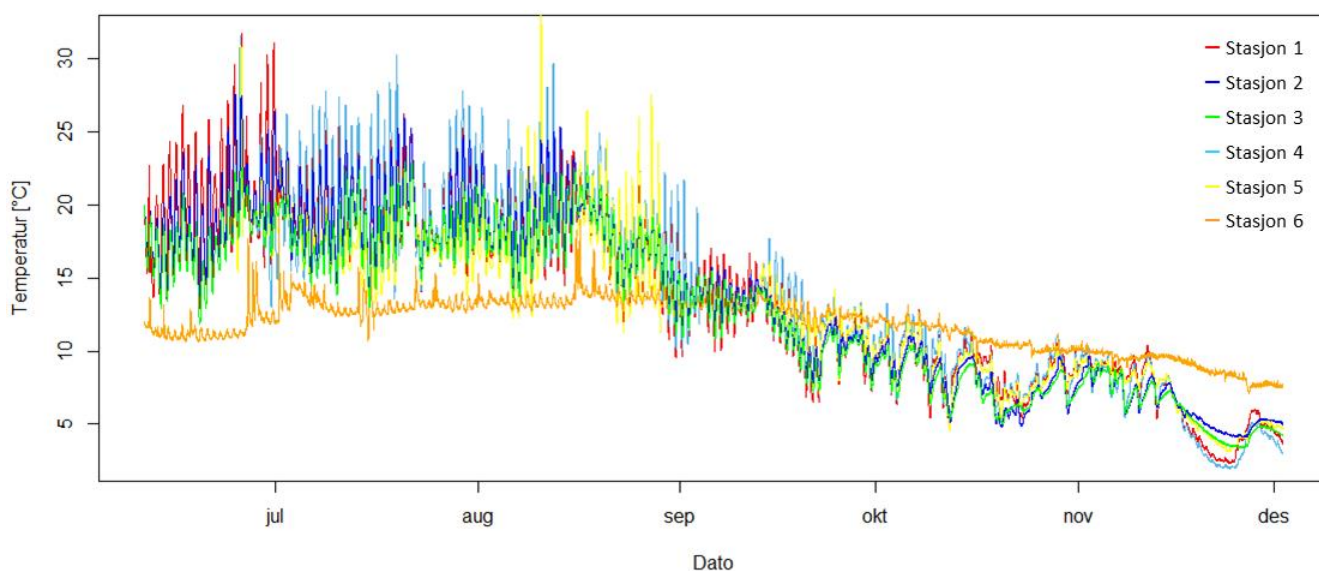
Daglig temperaturvariasjon i Campusbekken og Vollebekken ble regnet ut i Excel ved å trekke døgnminimum fra døgnmaksimum. Deretter ble de daglige temperaturforskjellene plottet for hvert døgn i feltperioden ved bruk av RStudio.

3. Resultater

3.1 Temperatur

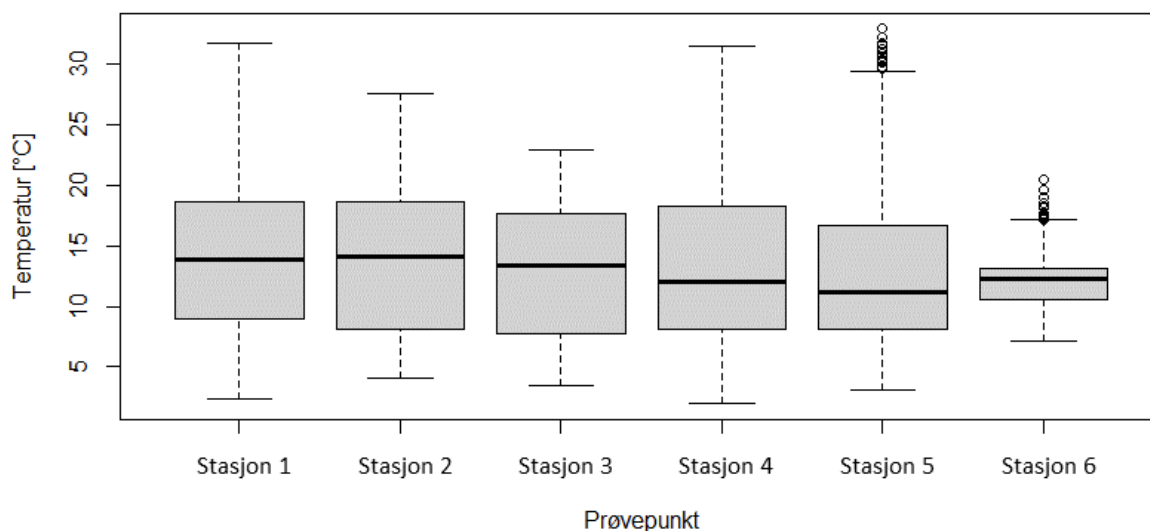
Det var generelt store variasjoner i Campusbekkens vanntemperatur gjennom sommeren, mens utover høsten avtok temperatursvingningene (Figur 4). I perioden fra overgangen mellom august / september til oktober avtok bekkens temperaturer fra opp mot 25°C til temperaturer rundt 6°C. I slutten av november sank temperaturen i bekken til rundt 2°C til 4°C (Figur 4).

Vanntemperaturen målt i Vollebekken skiller seg fra Campusbekken, ved at Vollebekken hadde lavere temperaturer gjennom sommeren og høyere temperaturer gjennom høsten, enn Campusbekken. Vollebekkens vanntemperatur var mer jevn, med små svingninger, sammenlignet med Campusbekken.



Figur 4: Vanntemperatur (°C) i Campusbekken (stasjon 1 til 5) og Vollebekken (stasjon 6) gjennom feltperioden 2022. Merknad: Stasjon 4 og stasjon 5 har hull i sine datasett grunnet inntørking gjennom feltperioden.

Vanntemperaturen forandret seg generelt lite langs Campusbekken gjennom feltperioden fra juni til desember (Figur 5). Derimot avtok maksimumstemperaturene nedstrøms, fra stasjon 1 til stasjon 3, for så å øke igjen ved stasjon 4 og stasjon 5 (Figur 5).

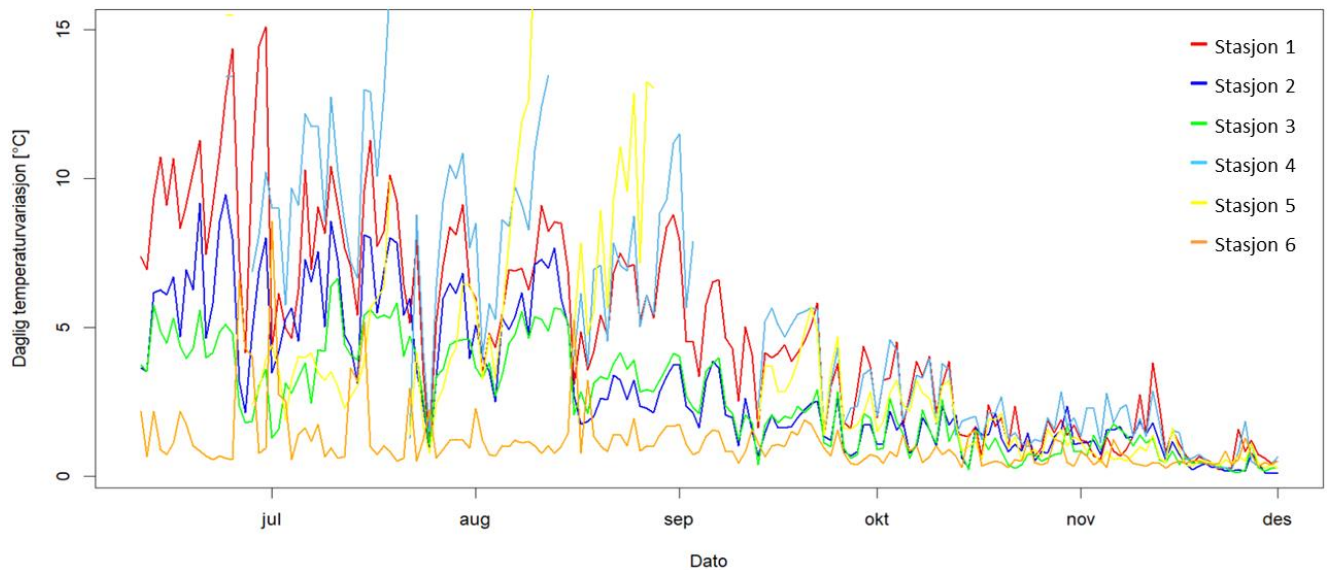


Figur 5: Vanntemperatur (°C) ved de ulike prøvepunktene langs Campusbekken (stasjon 1 til 5) og i Vollebekken (stasjon 6) for feltperioden 2022. Stasjon 1 er lengst oppstrøms i Campusbekken, mens stasjon 5 er lengst nedstrøms. Antall observasjoner (n) ved målepunktene var henholdsvis $n = 16\ 755$ for stasjon 1, $n = 16\ 755$ for stasjon 2, $n = 16\ 755$ for stasjon 3, $n = 13\ 804$ for stasjon 4, $n = 13\ 020$ for stasjon 5 og $n = 16\ 754$ for stasjon 6.

Generelt var det store forskjeller i daglige temperaturvariasjoner ved Campusbekkens målepunkter (Figur 6). Figur 6 viser at daglige variasjoner i vanntemperaturen avtok fra stasjon 1 til stasjon 3, for så å øke igjen ved stasjon 4 og 5. De største daglige temperaturvariasjonene ble funnet ved stasjon 1, 4 og 5. Der var forskjellen mellom høyeste og laveste målte vanntemperatur i løpet av døgnet rundt 15°C.

De største variasjonene i vanntemperatur gjennom et døgn ble funnet om sommeren. Det samme var tilfellet for døgnvariasjoner mellom bekkens fem målepunkter. Utover høsten og fram mot desember avtok daglig temperaturvariasjon, og lå generelt rundt 0,5°C til 2°C temperaturforskjell ved alle Campusbekkens målepunkter (Figur 6).

I Vollebekken var det generelt små daglige temperaturvariasjoner, hovedsakelig rundt 1°C temperaturforskjell i løpet av et døgn (Figur 6). Bare i noen tilfeller var daglig temperaturvariasjon større (maksimalt rundt 8°C temperaturforskjell), oftest om sommeren. Den daglige variasjonen i vanntemperatur i Vollebekken var også mer lik gjennom hele feltperioden, i motsetning til i Campusbekken (Figur 6).



Figur 6: Daglig variasjon i vanntemperatur (°C) ved de ulike prøvepunktene langs Campusbekken (stasjon 1 til 5) og ved Vollebekken (stasjon 6) for feltperioden 2022. Merknad: Stasjon 4 og stasjon 5 har hull i sine datasett grunnet inntørking gjennom feltperioden.

Det var generelt liten forskjell i de høyeste målte vanntemperaturene ved de ulike målepunktene i Campusbekken. Bekkens høyeste vanntemperatur var 32,9°C, og ble målt om ettermiddagen 10. august ved stasjon 5. Ved de andre målestasjonene var høyest målte vanntemperatur følgende (i synkende rekkefølge):

- 31,7°C ved stasjon 1 (målt ettermiddagen 25. juni).
- 31,5°C ved stasjon 4 (målt ettermiddagen 25. juni).
- 27,5°C ved stasjon 2 (målt ettermiddagen 25. juni).
- 22,9°C ved stasjon 3 (målt kvelden 20. juli).

Til sammenligning var høyest målte vanntemperatur i Vollebekken 20,5°C (målt dagtid 1. juli).

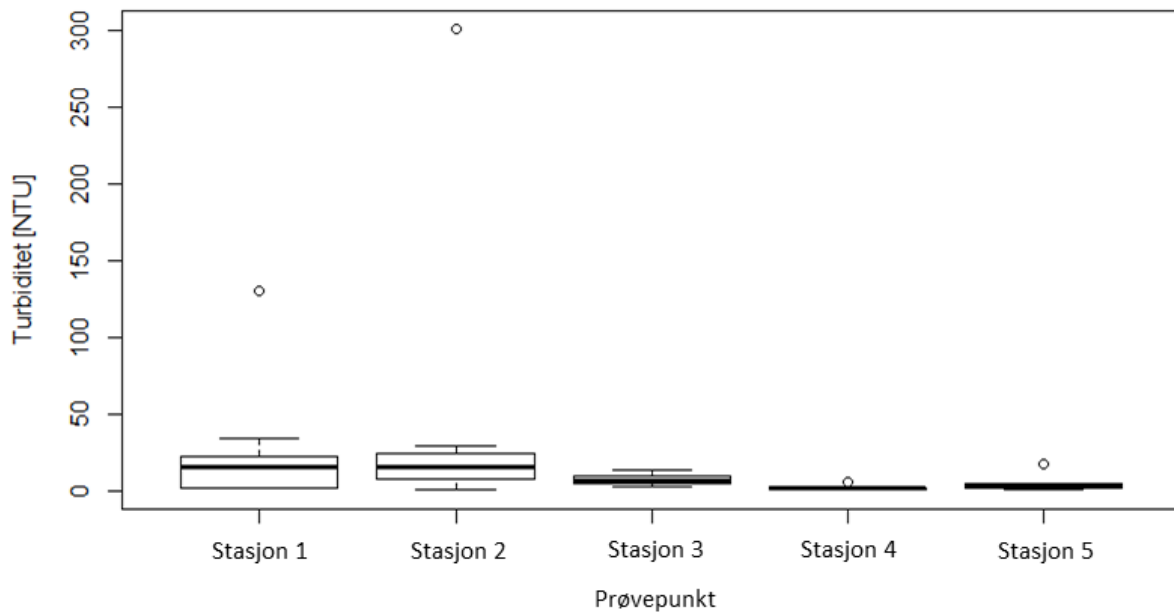
Laveste vanntemperatur målt i Campusbekken var 1,9°C, målt om kvelden 23. november ved stasjon 4. Ved de andre målestasjonene var lavest målte vanntemperatur følgende (i stigende rekkefølge):

- 2,3°C ved stasjon 1 (målt tidlig morgen og formiddag 24. november).
- 3,1°C ved stasjon 5 (målt morgenen 24. november).
- 3,4°C ved stasjon 3 (målt 25. november og 26. november).
- 4,1°C ved stasjon 2 (målt 25. november og 26. november).

Vollebekkens laveste vanntemperatur var 7,1°C, målt natten 27. november.

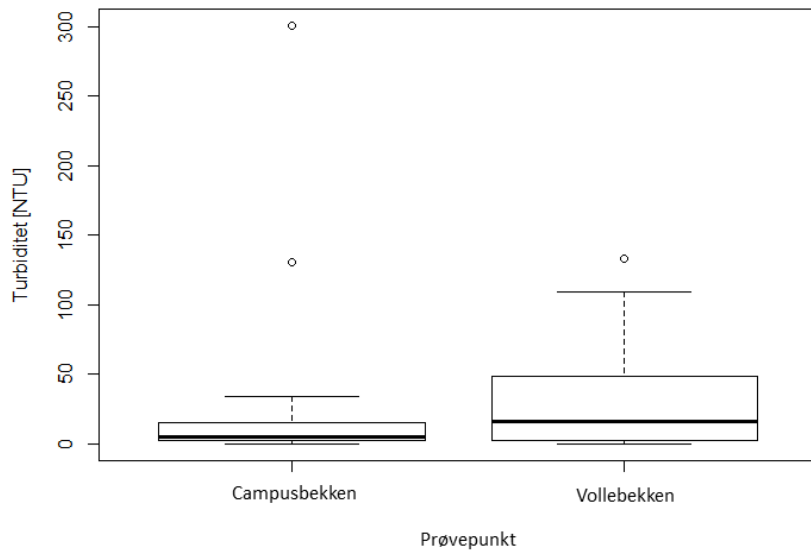
3.2 Turbiditet

Generelt var det liten variasjon i turbiditet i Campusbekken (Figur 7), og det var ingen signifikant forskjell i turbiditet mellom bekkens prøvepunkter ($p = 0,37$). Noen turbiditetsmålinger skiller seg likevel ut. Høyeste målte turbiditet i bekken var 300 NTU, målt etter nedbør 13. september ved stasjon 2 (Tabell V. 3 i Vedlegg G). Nest høyeste målte turbiditet var 130 NTU ved stasjon 1, målt etter nedbør 26. juni. Til sammenligning hadde stasjon 4 svært lav turbiditet (maks = 6 NTU; Tabell V. 3 i Vedlegg G).



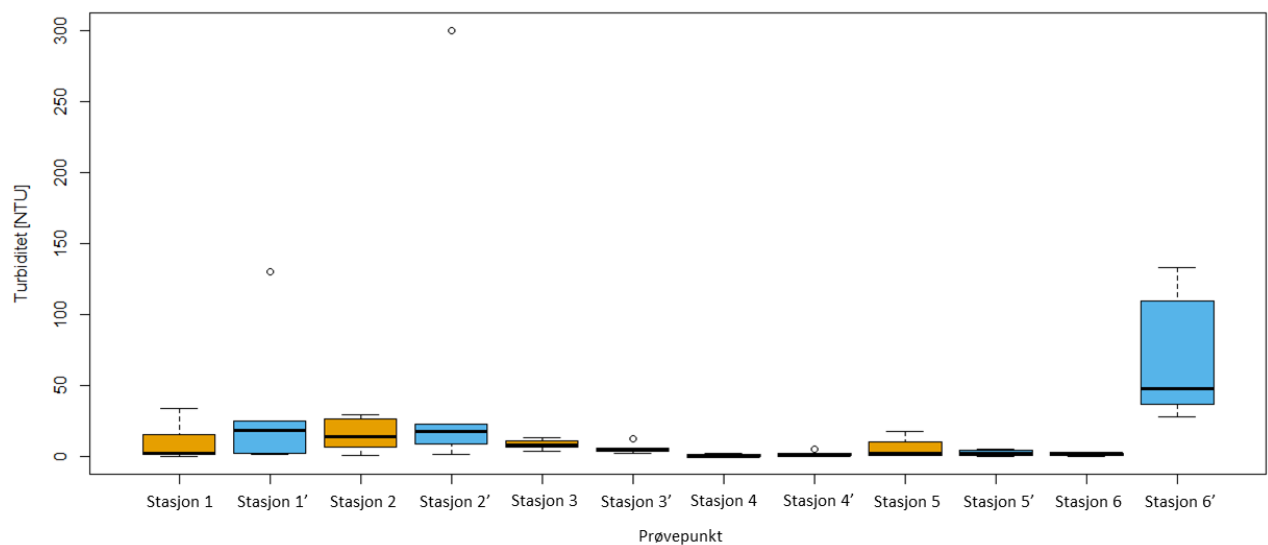
Figur 7: Fordelingen av turbiditet (NTU) ved de ulike prøvepunktene langs Campusbekken for prøvetaksperioden 2022. Stasjon 1 er lengst oppstrøms i bekken, mens stasjon 5 er lengst nedstrøms.

Figur 8 viser at det ikke var signifikant forskjell i turbiditet mellom Campusbekken og Vollebekken ($p = 0,14$). Høyeste målte turbiditet i Vollebekken var 133 NTU, målt etter nedbør 26. juni (Tabell V. 3 i Vedlegg G).



Figur 8: Samlet konsentrasjon av turbiditet (NTU) for Campusbekken, sammenlignet med Vollebekken, for prøvetaksperioden 2022. I Campusbekken inngår målinger fra til sammen 54 vannprøver, fra stasjonene 1 til 5. I Vollebekken (stasjon 6) inngår målinger fra 12 vannprøver.

I Campusbekken var det ingen signifikant forskjell i turbiditet før nedbør sammenlignet med etter nedbør ($p = 0,395$) (Figur 9), basert på test for alle målestasjonene (1 til 5) samlet. I Vollebekken var derimot turbiditeten høyere etter nedbør enn før nedbør ($p = 0,0066$).



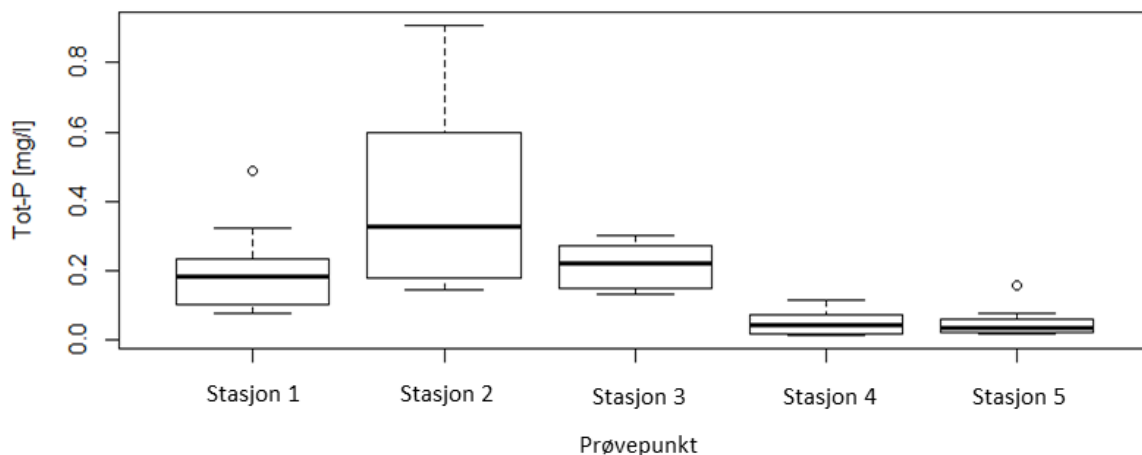
Figur 9: Turbiditet (NTU) før nedbør og etter nedbør ved hver av stasjonene i Campusbekken og Vollebekken i prøvetaksperioden 2022. Oransje farge er vannprøver tatt før nedbør. Blå farge er vannprøver tatt etter nedbør.

3.3 Næringsalter

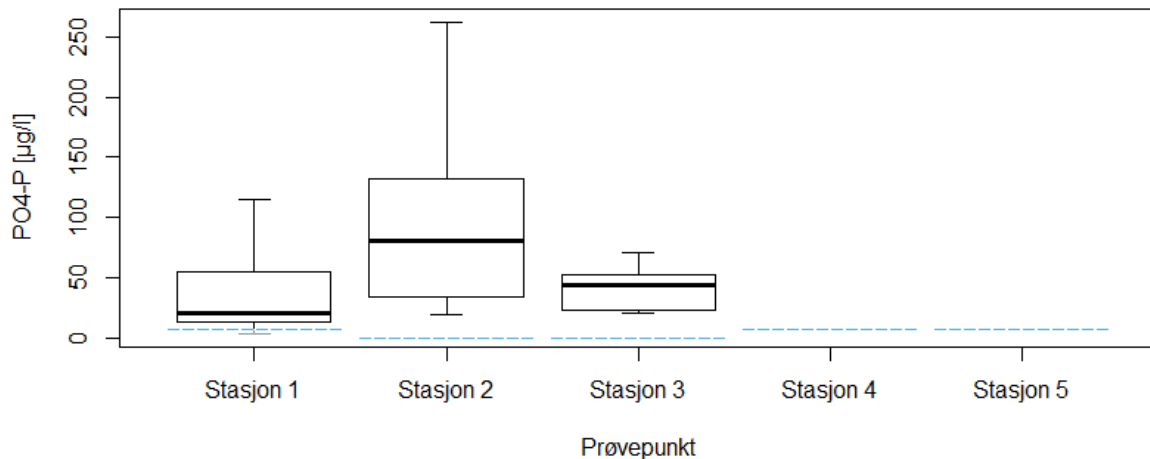
Figur 10 til Figur 14 viser at det var variasjoner i næringssaltenes konsentrasjoner langs Campusbekken. Generelt var det statistisk signifikante forskjeller i konsentrasjon mellom Campusbekkens målepunkter for både fosfor og nitrogen. De høyeste konsentrasjonene av næringsalter i bekken ble funnet ved utløpet av Andedammen (stasjon 1) og nedstrøms Niagarafallet (stasjon 2).

Generelt økte konsentrasjonen av både TP og PO₄-P fra stasjon 1 til stasjon 2, for så å synke videre nedstrøms i bekken (Figur 10 og Figur 11). Stasjon 2 hadde høyest konsentrasjon av TP (0,91 mg/l, målt etter nedbør 26. juni; Tabell V. 3 i Vedlegg G), og var signifikant forskjellig fra stasjon 4 ($p = 0,0001$). Stasjon 2 og stasjon 4 var signifikant forskjellige også for PO₄-P ($p = 0,0001$). Figur 11 viser at Campusbekken hadde svært høye verdier av PO₄-P, samt at det var stor variasjon i PO₄-P -konsentrasjonene langs bekken. Høyeste konsentrasjon var 262 µg/l PO₄-P funnet ved stasjon 2 (Tabell V. 3 i Vedlegg G), målt etter nedbør 13. september. Samtidig hadde de fleste vannprøvene tatt lenger nedstrøms (ved stasjon 4 og 5) konsentrasjoner av PO₄-P under kvantifiseringsgrensen (Figur 11).

Grenseverdier gitt i Vannforskriften (Tabell 3) viser at de gjennomsnittlige konsentrasjonene av både TP og PO₄-P for stasjon 1, 2 og 3 var i moderat tilstand, mens stasjon 4 og 5 var i god tilstand (Vedlegg H).

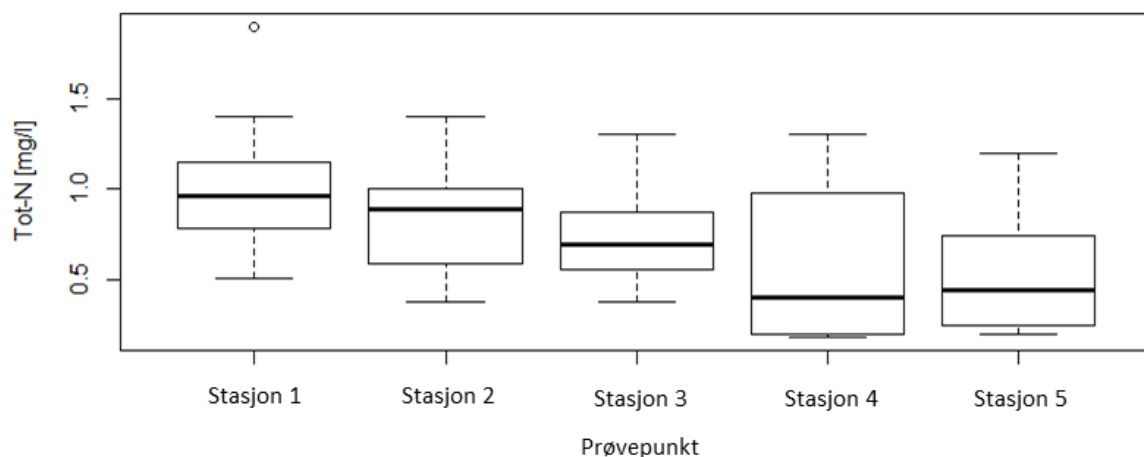


Figur 10: Fordelingen av total fosfor (mg/l) ved de ulike prøvepunktene langs Campusbekken for prøvetakingsperioden 2022. Stasjon 1 er lengst oppstrøms i bekken, mens stasjon 5 er lengst nedstrøms.



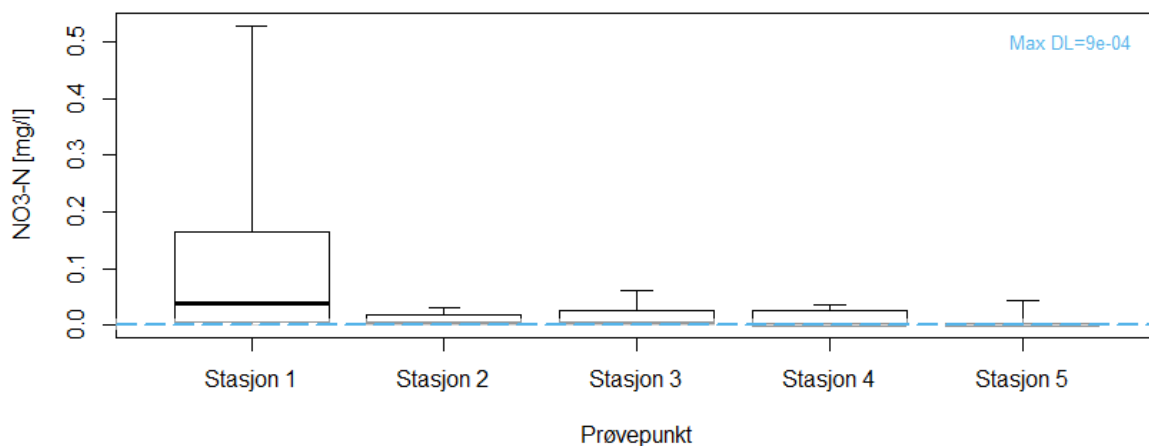
Figur 11: Fordelingen av fosfat ($\mu\text{g/l}$) ved de ulike prøvepunktene langs Campusbekken for prøvetakingsperioden 2022. Stasjon 1 er lengst oppstrøms i bekken, mens stasjon 5 er lengst nedstrøms. Blå stiplede linje indikerer deteksjonsgrenser. Deler av boksplottet som er under blå stiplede linje er basert på «censored data». Merknad: Stasjon 4 og stasjon 5 hadde færre enn tre detekterte prøver av fosfat fra prøvetakingsperioden, og det var dermed ikke mulig å lage boksplott for disse stasjonene.

Resultatene av TN viste avtakende konsentrasjoner nedstrøms Campusbekken (Figur 12). Stasjon 1 hadde høyest gjennomsnittlig konsentrasjon av TN (Tabell V. 3 i Vedlegg G) og var signifikant forskjellig fra stasjon 5 med lavest gjennomsnittlig konsentrasjon ($p = 0,033$). Maksimal konsentrasjon av TN var $1,9 \text{ mg/l}$, målt før nedbør 26. juni ved stasjon 1 (Tabell V. 3 i Vedlegg G). Sammenligning av de gjennomsnittlige TN-konsentrasjonene med grenseverdier gitt i Vannforskriften (Tabell 2) viser at stasjon 1 og 2 var i moderat tilstand, stasjon 3 og 4 var i god tilstand, mens stasjon 5 hadde svært god tilstand av TN (Vedlegg H).



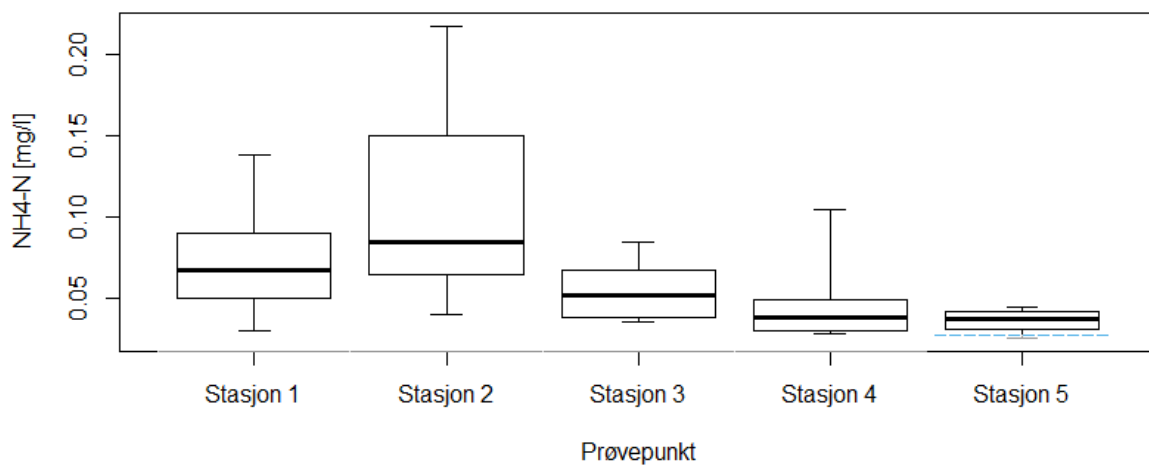
Figur 12: Fordelingen av total nitrogen (mg/l) ved de ulike prøvepunktene langs Campusbekken for prøvetakingsperioden 2022. Stasjon 1 er lengst oppstrøms i bekken, mens stasjon 5 er lengst nedstrøms.

Konsentrasjonen av nitrat var høyest ved stasjon 1, og avtok deretter nedstrøms Campusbekken (Figur 13). Maksimal konsentrasjon av nitrat i bekken var $0,53 \text{ mg/l}$ (målt etter nedbør 26. juni; Tabell V. 3 i Vedlegg G) ved stasjon 1, som var signifikant forskjellig fra stasjon 5 ($p = 0,0031$).



Figur 13: Fordelingen av nitrat (mg/l) ved de ulike prøvepunktene langs Campusbekken for prøvetaksperioden 2022. Stasjon 1 er lengst oppstrøms i bekken, mens stasjon 5 er lengst nedstrøms. Blå stiplet linje indikerer deteksjonsgrenser. Deler av boksplottet som er under blå stiplet linje er basert på «censored data».

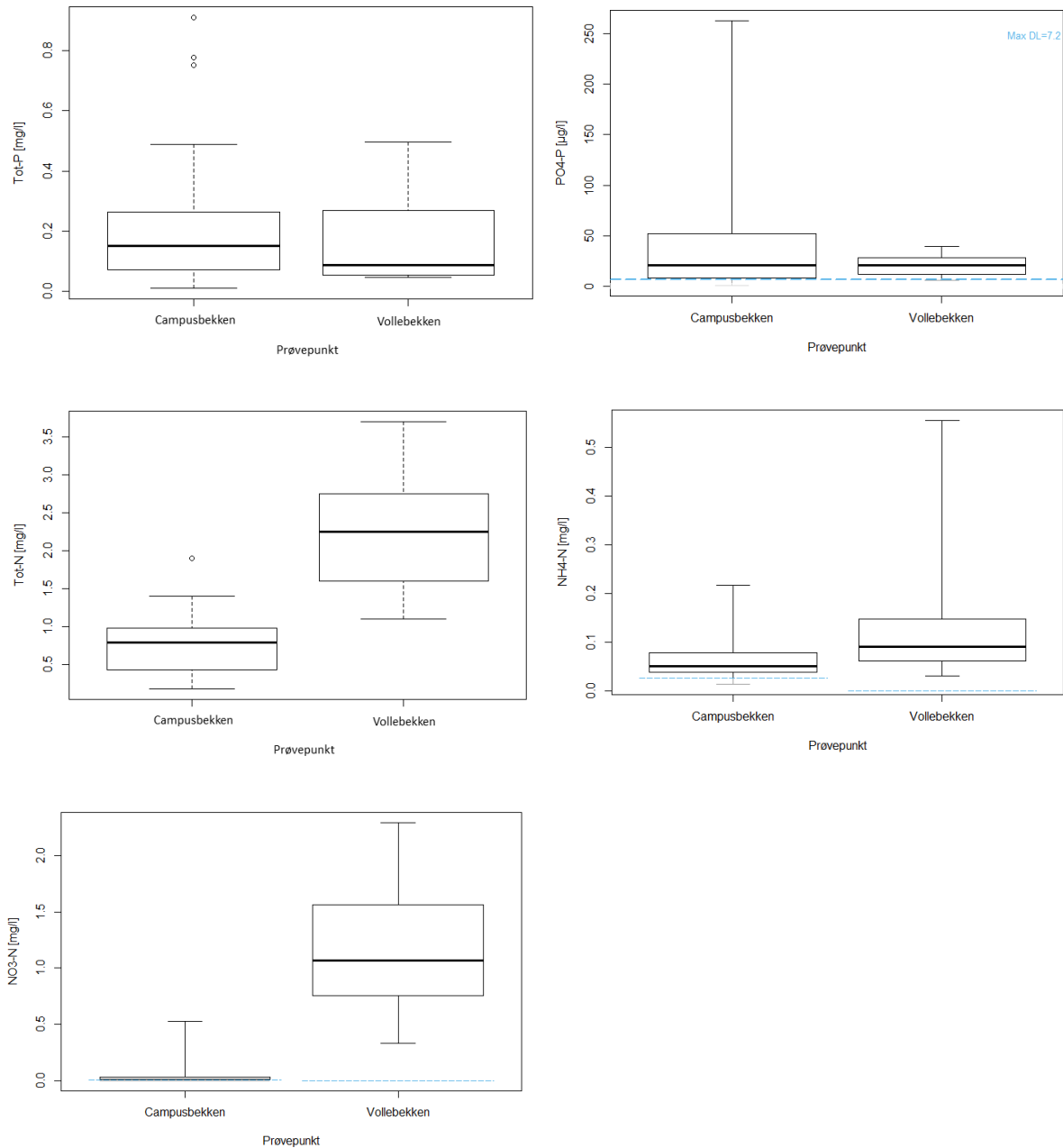
Generelt økte konsentrasjonen av $\text{NH}_4\text{-N}$ fra stasjon 1 til stasjon 2, og avtok deretter videre nedstrøms Campusbekken (Figur 14). Stasjon 2 hadde høyest konsentrasjon av $\text{NH}_4\text{-N}$, og var signifikant forskjellig fra stasjon 5 ($p = 0,0004$). Den høyeste konsentrasjonen var 0,22 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$, målt etter nedbør 26. juni (Tabell V. 3 i Vedlegg G).



Figur 14: Fordelingen av ammonium (mg/l) ved de ulike prøvepunktene langs Campusbekken for prøvetaksperioden 2022. Stasjon 1 er lengst oppstrøms i bekken, mens stasjon 5 er lengst nedstrøms. Blå stiplet linje indikerer deteksjonsgrense. Deler av boksplottet som er under blå stiplet linje er basert på «censored data».

Vollebekken hadde signifikant høyere konsentrasjoner av TN, $\text{NH}_4\text{-N}$ og $\text{NO}_3\text{-N}$ enn Campusbekken (p lik henholdsvis 0,0004, 0,0032 og 0,0004), mens konsentrasjoner av TP og $\text{PO}_4\text{-P}$ ikke var forskjellige mellom Vollebekken og Campusbekken (p lik henholdsvis 0,66 og 0,21; Figur 15). I Vollebekken ble høyeste konsentrasjon av TN (3,7 mg/l) og $\text{NH}_4\text{-N}$ (0,56 mg/l) målt etter nedbør 15. august (Tabell V. 3 i Vedlegg G). Høyeste konsentrasjon av $\text{NO}_3\text{-N}$ i Vollebekken var 2,3 mg/l, målt før nedbør 26. juni. Vollebekkens høyeste fosforkonsentrasjoner ble målt til 0,50 mg/l TP (etter nedbør 26. juni) og 40 $\mu\text{g/l}$ $\text{PO}_4\text{-P}$ (etter nedbør

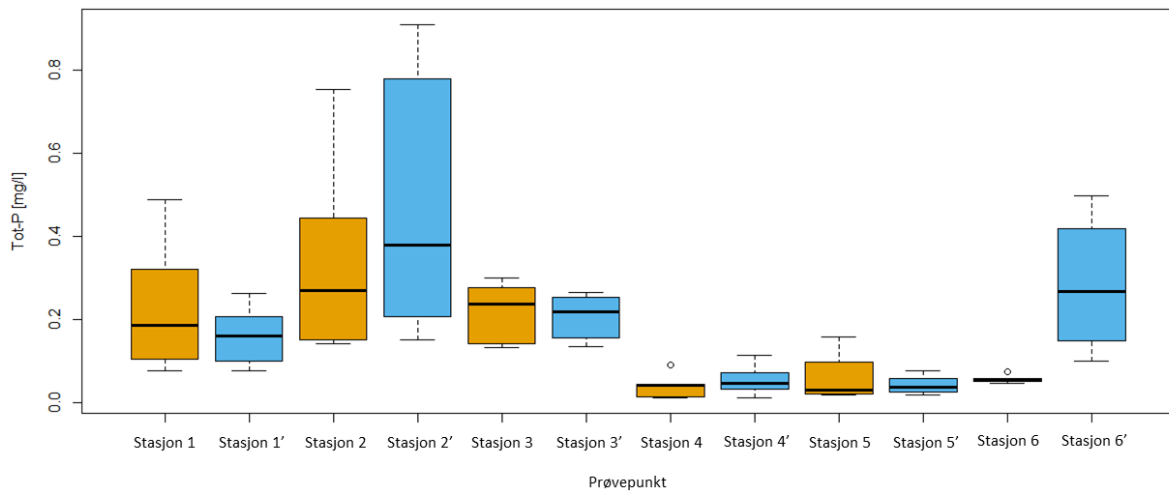
13. september), se Tabell V. 3 i Vedlegg G. Gjennomsnittlige næringssaltkonsentrasjoner i Vollebekken viste moderat tilstand av TP og PO₄-P, og svært dårlig tilstand av TN, gitt grenseverdiene i Vannforskriften (Tabell 3 og Tabell 2); (Vedlegg H).



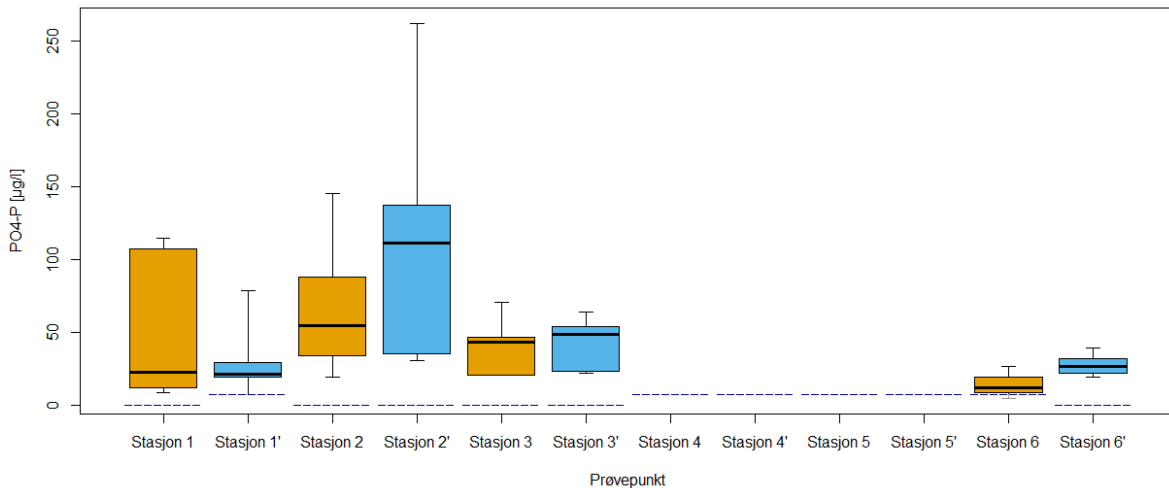
Figur 15: Samlet konsentrasjon av næringsalter for Campusbekken, sammenlignet med Vollebekken, for prøvetaksperioden 2022. I Campusbekken inngår målinger fra til sammen 54 vannprøver, fra stasjonene 1 til 5. I Vollebekken (stasjon 6) inngår målinger fra 12 vannprøver. Blå stiplet linje indikerer deteksjonsgrenser. Deler av boksplottet som er under blå stiplet linje er basert på «censored data».

Det var generelt små variasjoner i næringssaltkonsentrasjoner i Campusbekken før nedbør sammenlignet med etter nedbør (Figur 16 til Figur 20). I bekken var konsentrasjonen av NO₃-N høyere i vannprøver tatt etter nedbør ($p = 0,042$), mens konsentrasjoner av TP, PO₄-P, TN og

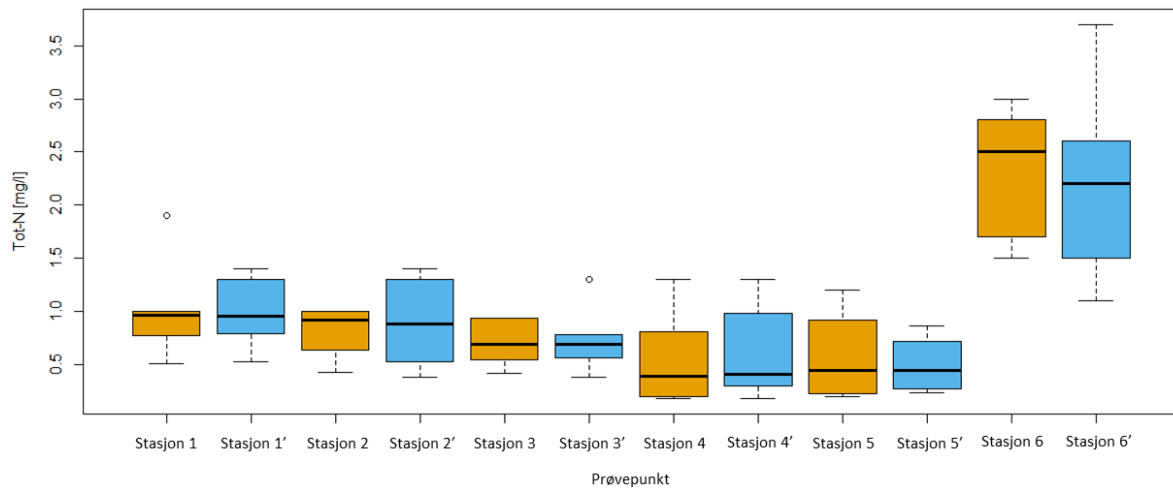
NH₄-N ikke var forskjellige mellom før nedbør og etter nedbør (p lik henholdsvis 0,84, 0,61, 0,87 og 0,74) (Figur 16 til Figur 20). I Vollebekken var konsentrasjonene av TP, PO₄-P og NH₄-N høyere etter nedbør (p lik henholdsvis 0,0024, 0,012 og 0,0026), mens konsentrasjonene av TN og NO₃-N ikke var forskjellige mellom før nedbør og etter nedbør (p lik henholdsvis 0,83 og 0,071) (Figur 16 til Figur 20).



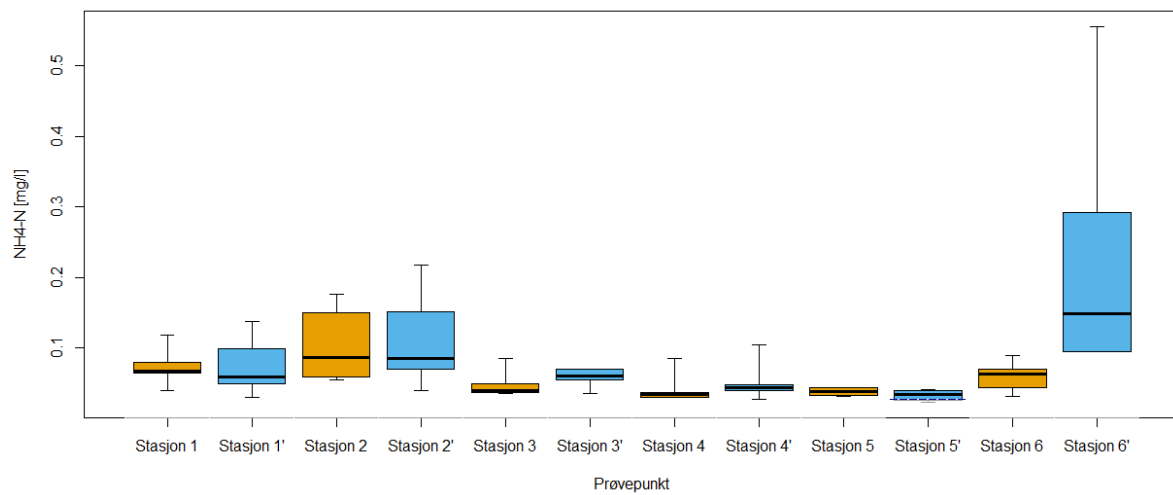
Figur 16: Total fosfor (mg/l) før nedbør og etter nedbør ved hver av stasjonene i Campusbekken og Vollebekken i prøvetakingsperioden 2022. Oransje farge er vannprøver tatt før nedbør. Blå farge er vannprøver tatt etter nedbør.



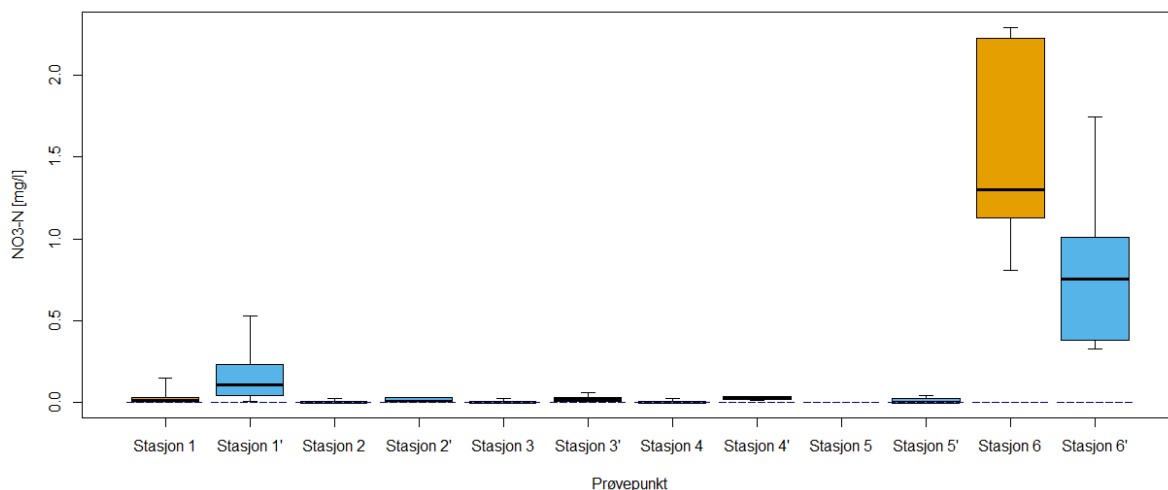
Figur 17: Fosfat (µg/l) før nedbør og etter nedbør ved hver av stasjonene i Campusbekken og Vollebekken i prøvetakingsperioden 2022. Oransje farge er vannprøver tatt før nedbør. Blå farge er vannprøver tatt etter nedbør. Mørkeblå stiplet linje viser deteksjonsgrenser. Deler av boksploott som er under mørkeblå stiplet linje er basert på «censored data». Merknad: Stasjon 4 og stasjon 5 hadde færre enn tre detekterte prøver av fosfat fra prøvetakingsperioden, og det var dermed ikke mulig å lage boksploott for disse stasjonene.



Figur 18: Total nitrogen (mg/l) før nedbør og etter nedbør ved hver av stasjonene i Campusbekken og Vollebekken i prøvetakingsperioden 2022. Oransje farge er vannprøver tatt før nedbør. Blå farge er vannprøver tatt etter nedbør.



Figur 19: Ammonium (mg/l) før nedbør og etter nedbør ved hver av stasjonene i Campusbekken og Vollebekken i prøvetakingsperioden 2022. Oransje farge er vannprøver tatt før nedbør. Blå farge er vannprøver tatt etter nedbør. Mørkeblå stiplet linje viser deteksjonsgrenser. Deler av boksploott som er under mørkeblå stiplet linje er basert på «censored data».



Figur 20: Nitrat (mg/l) før nedbør og etter nedbør ved hver av stasjonene i Campusbekken og Vollebekken i prøvetakingsperioden 2022. Oransje farge er vannprøver tatt før nedbør. Blå farge er vannprøver tatt etter nedbør. Mørkeblå stiplet linje viser deteksjonsgrenser. Deler av boksploTT som er under mørkeblå stiplet linje er basert på «censored data». Merknad: Stasjon 5 hadde færre enn tre detekterte prøver av nitrat før nedbør fra prøvetakingsperioden, og det var dermed ikke mulig å lage boksploTT for denne.

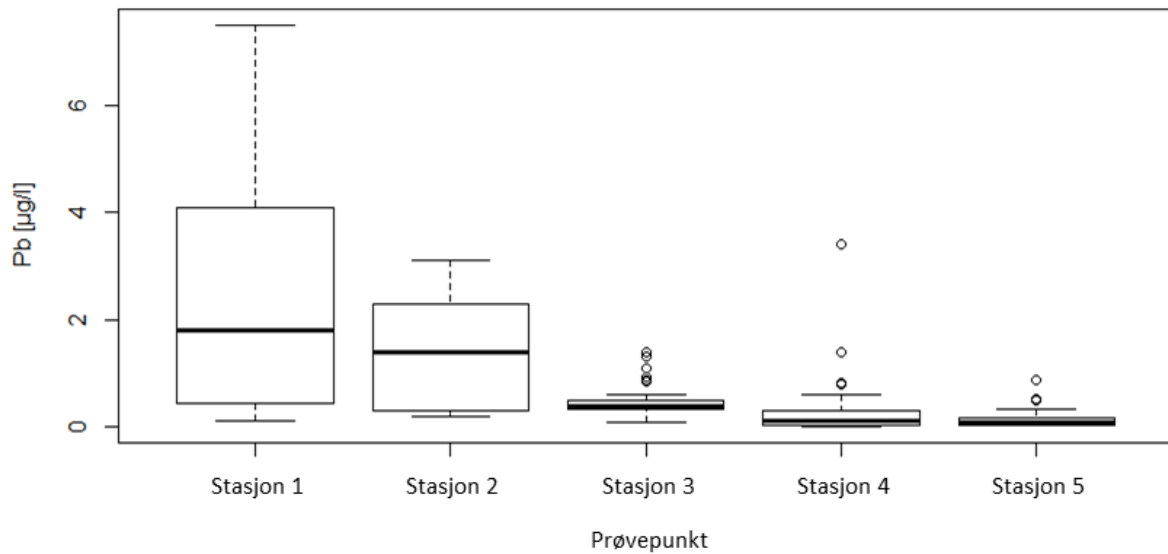
3.4 Metaller

Figur 21 til Figur 24 viser at det generelt var signifikante forskjeller i metallkonsentrasjoner mellom prøvepunktene i Campusbekken ($p = 0,0001$ for samtlige målte metaller). De høyeste konsentrasjonene i bekken ble funnet ved Andedammens utløp (stasjon 1) for Pb, Ni og Cu, og oppstrøms Lille Årungen (stasjon 4) for Zn. Figur 21 viser at konsentrasjonen av Pb var høyest ved Andedammens utløp, for så å synke videre nedstrøms bekken. Stasjon 1 hadde derfor høyest gjennomsnittlig konsentrasjon av Pb og var signifikant forskjellig fra stasjon 5 (Figur 21). Stasjon 2 hadde høyest gjennomsnittlig konsentrasjon av Ni og var signifikant forskjellig fra stasjon 5 (Figur 22), mens for Cu hadde stasjon 1 høyest gjennomsnittlig konsentrasjon og var signifikant forskjellig fra stasjon 3 (Figur 23). Stasjon 4 skiller seg klart ut med svært høye konsentrasjoner av Zn, og var her signifikant forskjellig fra stasjon 3 (Figur 24).

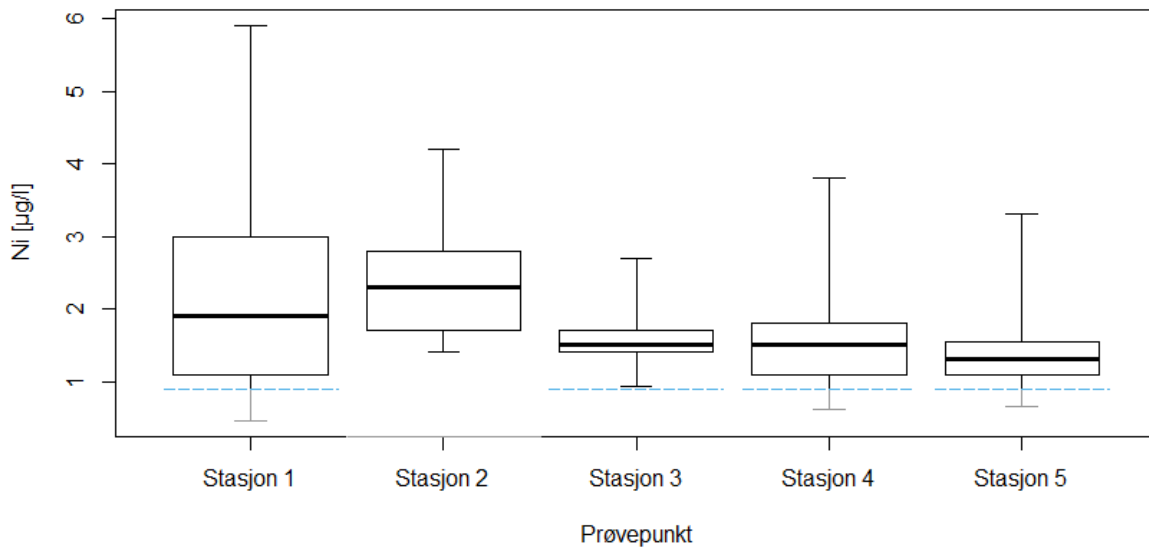
Campusbekkens høyeste konsentrasjon av Cu var $6,9 \mu\text{g/l}$ og ble målt 23. juni (ukentlig vannprøvetaking). Høyeste konsentrasjon av Pb i bekken var $7,5 \mu\text{g/l}$ og ble målt før nedbør 26. juni, mens etter nedbør samme dag ble høyeste konsentrasjon av Ni ($5,9 \mu\text{g/l}$) målt. Maksimumskonsentrasjonen av Zn, på $150 \mu\text{g/l}$, ble funnet etter nedbør 13. september; se Tabell V. 4 i Vedlegg G.

Grenseverdier gitt i Vannforskriften (Tabell 4) viser at gjennomsnittlig konsentrasjon av Ni og Cu ved samtlige av Campusbekkens målepunkter (stasjon 1 til 5) tilsvarte tilstandsklasse II (god). Det samme gjaldt Zn, med unntak av stasjon 4 som havnet i tilstandsklasse IV (dårlig).

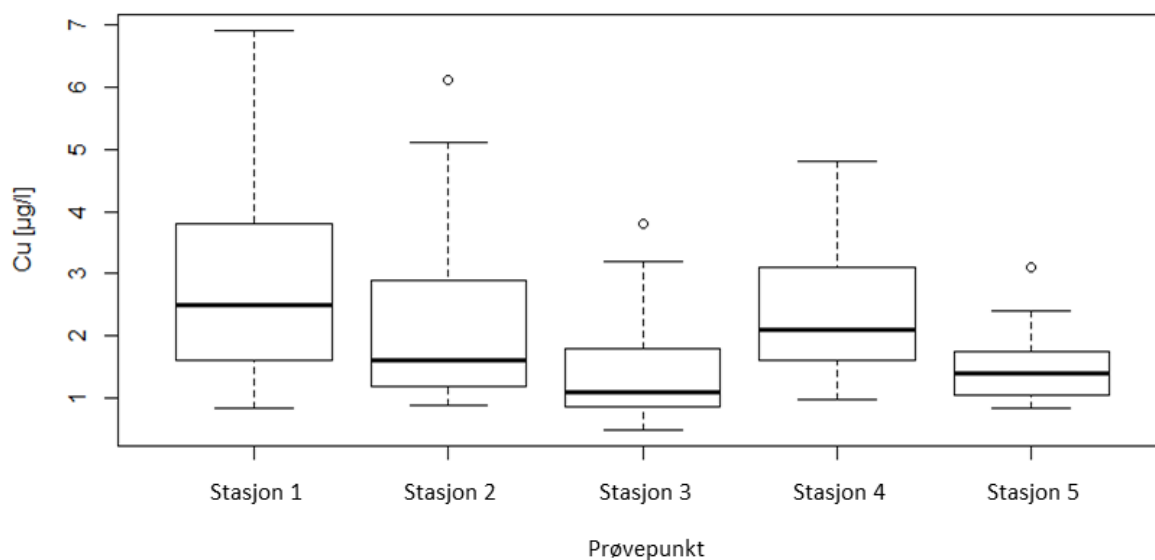
Stasjon 2 og 5 lå for øvrig på grensen mellom god og dårlig tilstand for Zn. Stasjon 1 og 2 hadde moderat tilstand (klasse III) av Pb, mens stasjon 3, 4 og 5 hadde god tilstand (klasse II) av Pb (Vedlegg H).



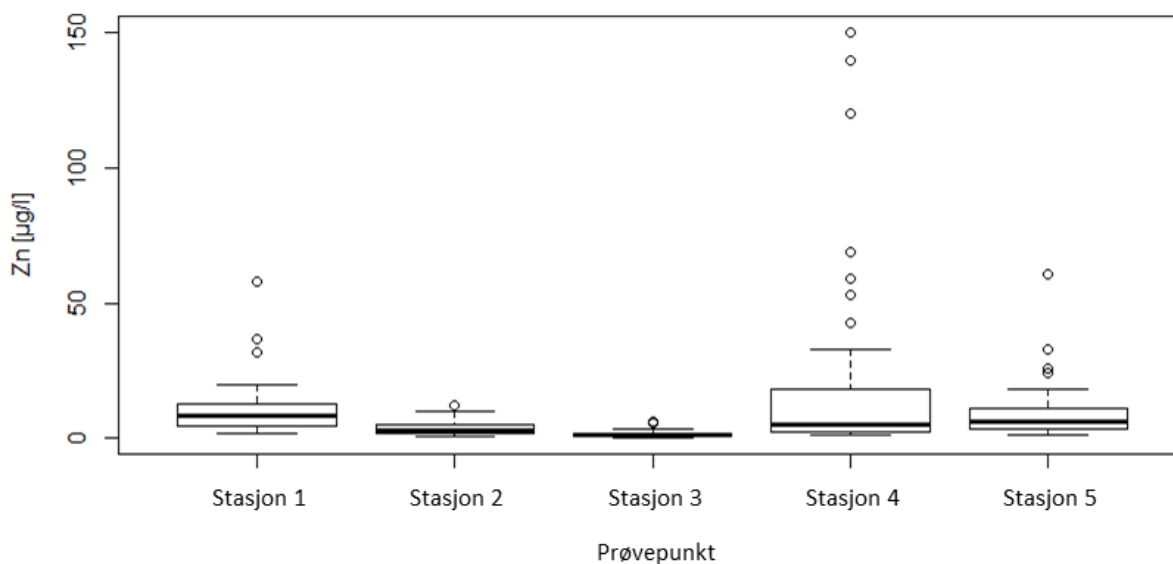
Figur 21: Fordelingen av bly ($\mu\text{g/l}$) ved de ulike prøvepunktene langs Campusbekken for prøvetakingsperioden 2022. Stasjon 1 er lengst oppstrøms i bekken, mens stasjon 5 er lengst nedstrøms.



Figur 22: Fordelingen av nikkel ($\mu\text{g/l}$) ved de ulike prøvepunktene langs Campusbekken for prøvetakingsperioden 2022. Stasjon 1 er lengst oppstrøms i bekken, mens stasjon 5 er lengst nedstrøms. Blå stiplet linje indikerer deteksjonsgrenser. Deler av boksplottet som er under blå stiplet linje er basert på «censored data».



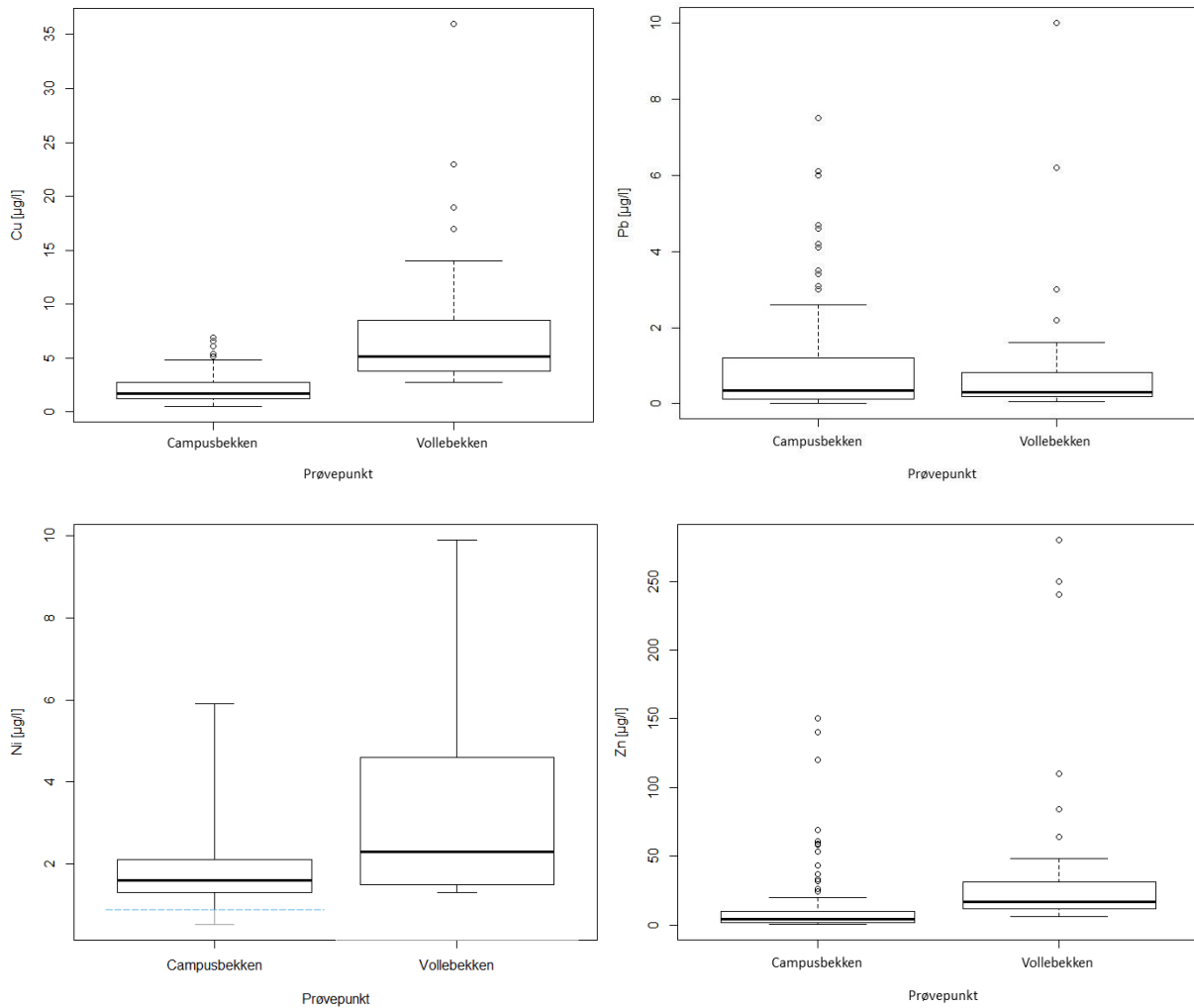
Figur 23: Fordelingen av kobber ($\mu\text{g/l}$) ved de ulike prøvepunktene langs Campusbekken for prøvetakingsperioden 2022. Stasjon 1 er lengst oppstrøms i bekken, mens stasjon 5 er lengst nedstrøms.



Figur 24: Fordelingen av sink ($\mu\text{g/l}$) ved de ulike prøvepunktene langs Campusbekken for prøvetakingsperioden 2022. Stasjon 1 er lengst oppstrøms i bekken, mens stasjon 5 er lengst nedstrøms.

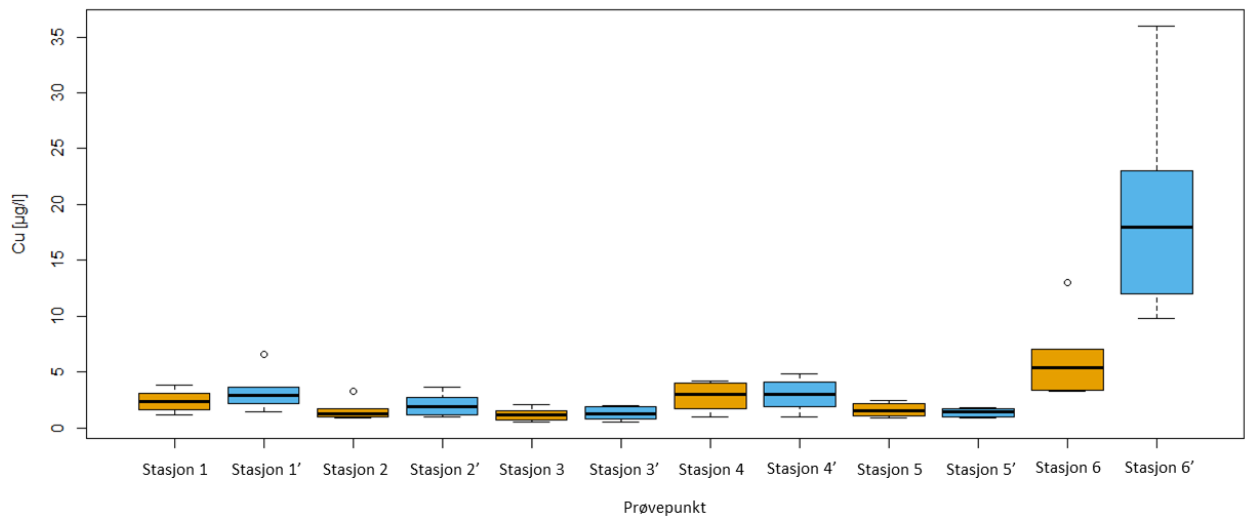
Vollebekken hadde signifikant høyere konsentrasjoner av Cu, Ni og Zn enn Campusbekken ($p = 0,0001$), mens konsentrasjonen av Pb ikke var forskjellig mellom Vollebekken og Campusbekken ($p = 0,74$) (Figur 25). Prøvetaking av Vollebekken viste at de maksimale konsentrasjonene av samtlige målte metaller var høyere enn det som ble funnet i Campusbekken (Figur 25). Tabell V. 2 i Vedlegg F viser at de høyeste metallkonsentrasjonene i Vollebekken ble målt etter nedbør 26. juni for Ni og Pb og 15. august for Cu og Zn. Vollebekkens høyeste metallkonsentrasjoner var da henholdsvis $9,9 \mu\text{g/l}$ Ni, $10 \mu\text{g/l}$ Pb, $36 \mu\text{g/l}$ Cu og $280 \mu\text{g/l}$ Zn. Gjennomsnittlige metallkonsentrasjoner i Vollebekken viste at Ni og Pb havnet i tilstandsklasse

II (god), mens Cu og Zn havnet i tilstandsklasse IV (dårlig), gitt grenseverdiene i Vannforskriften (Tabell 4); (Vedlegg H).

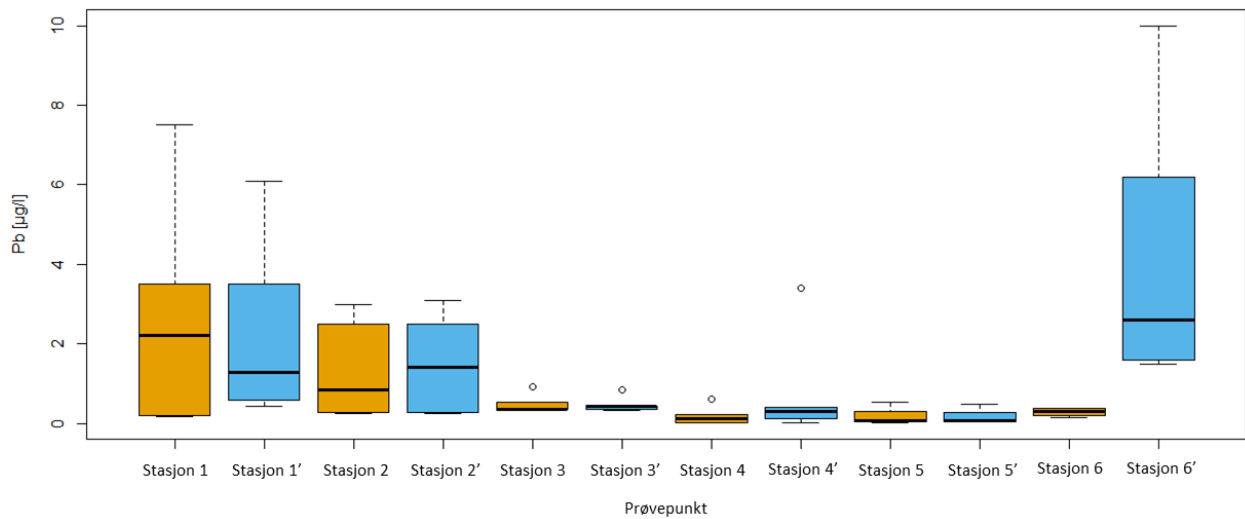


Figur 25: Samlet konsentrasjon av metaller for Campusbekken, sammenlignet med Vollebekken, for prøvetakingsperioden 2022. I Campusbekken inngår målinger fra til sammen 159 vannprøver, fra stasjonene 1 til 5. I Vollebekken (stasjon 6) inngår målinger fra 33 vannprøver. Blå stiplet linje indikerer deteksjonsgrense. Deler av boksplottet som er under blå stiplet linje er basert på «censored data».

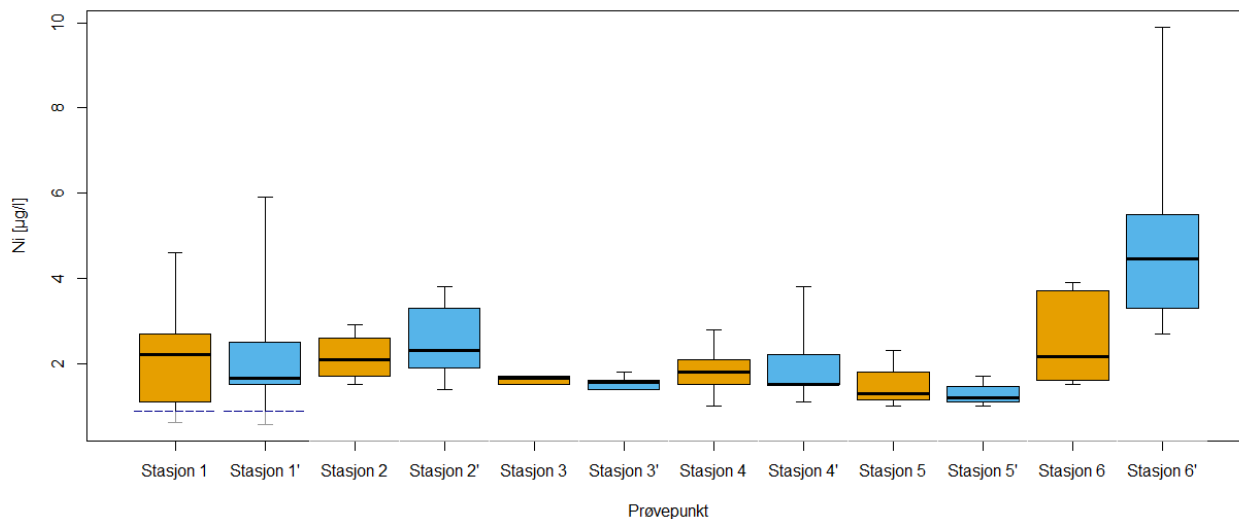
Figur 26 til Figur 29 viser at det i Campusbekken ikke var signifikant forskjell i noen av metallkonsentrasjonene mellom før og etter nedbør ($p = 0,36$ for Cu, $0,87$ for Pb, $0,81$ for Ni og $0,051$ for Zn). I Vollebekken var det derimot signifikant høyere metallkonsentrasjon etter nedbør enn før nedbør ($p = 0,0063$ for Cu, $0,0019$ for Pb, $0,024$ for Ni og $0,0028$ for Zn; Figur 26 til Figur 29).



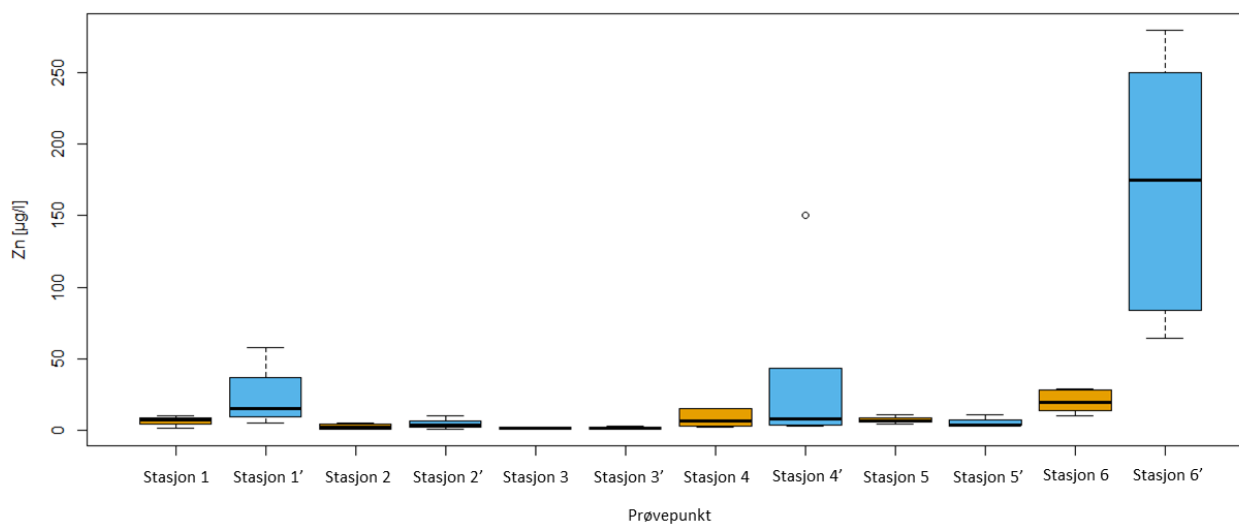
Figur 26: Kobber ($\mu\text{g/l}$) før nedbør og etter nedbør ved hver av stasjonene i Campusbekken og Vollebekken i prøvetakingsperioden 2022. Oransje farge er vannprøver tatt før nedbør. Blå farge er vannprøver tatt etter nedbør.



Figur 27: Bly ($\mu\text{g/l}$) før nedbør og etter nedbør ved hver av stasjonene i Campusbekken og Vollebekken i prøvetakingsperioden 2022. Oransje farge er vannprøver tatt før nedbør. Blå farge er vannprøver tatt etter nedbør.



Figur 28: Nikkel ($\mu\text{g/l}$) før nedbør og etter nedbør ved hver av stasjonene i Campusbekken og Vollebekken i prøvetaksperioden 2022. Oransje farge er vannprøver tatt før nedbør. Blå farge er vannprøver tatt etter nedbør. Mørkeblå stiplet linje viser deteksjonsgrenser. Deler av boksplott som er under mørkeblå stiplet linje er basert på «censored data».



Figur 29: Sink ($\mu\text{g/l}$) før nedbør og etter nedbør ved hver av stasjonene i Campusbekken og Vollebekken i prøvetaksperioden 2022. Oransje farge er vannprøver tatt før nedbør. Blå farge er vannprøver tatt etter nedbør.

4. Diskusjon

4.1 Temperatur

4.1.1 Temperatur langs Campusbekken og i Vollebekken

Vanntemperaturen målt i Campusbekken var høyest om sommeren og avtok betydelig utover høsten (Figur 4). Store daglige temperaturvariasjoner, særlig gjennom sommeren, ble også observert (Figur 6). Disse observasjonene er ikke uventet, ettersom temperaturen i rennende vann vanligvis varierer både gjennom en sesong og gjennom døgnet, som følge av solstråling og lufttemperatur (avhengig av årstidene), i tillegg til utstrekningen av kantvegetasjon langs bekkene (Allan & Castillo, 2007).

Vanntemperaturen i bekker, særlig i mindre bekker, kan også påvirkes av grunnvannstilførsel. I bekker der grunnvannstilførselen er stor, kan vanntemperaturen være ganske stabil gjennom året, med liten sesongbasert oppvarming og avkjøling i forhold til bekker i samme klima (Allan & Castillo, 2007). På dagtid er grunnvann vanligvis kaldere enn bekkevann gjennom sommeren og varmere gjennom vinteren, og fører derfor til mer moderate temperaturvariasjoner gjennom både sesongen og døgnet (Dan Moore et al., 2005). Betydelig grunnvannstilførsel i Vollebekken kan derfor være en forklaring på at Vollebekkens vanntemperatur ikke fulgte samme mønster som Campusbekken. Vollebekkens temperatur var heller stabil gjennom hele sesongen, med mye lavere temperaturer om sommeren og høyere om høsten, enn Campusbekken (Figur 4). At Vollebekken aldri tørket ut, men hadde rennende vann selv i de tørreste periodene om sommeren, indikerer også at Vollebekken er grunnvannspåvirket. De kjølige sommer-temperaturene i Vollebekken kan også forklares med at temperaturmålingene ble gjort rett nedstrøms hvor bekken kommer ut av et dreneringsrør. Dette kan ha bidratt til at vannet hvor målingene ble gjort ikke fikk tilstrekkelig tid til å varmes opp av solstråling, til tross for at Vollebekken var godt eksponert for direkte sollys grunnet lite skygge fra kantvegetasjon.

Vanntemperaturen forandret seg generelt lite nedstrøms Campusbekken og gjennomsnittstemperaturene var ganske like ved alle Campusbekkens målepunkter (Figur 5). Samtidig viste målingene variasjoner i maksimal vanntemperatur mellom målepunktene langs bekken, der stasjon 3 skiller seg ut med mindre temperaturvariasjoner enn ellers i bekken. Figur 5 viser også at maksimumstemperaturene avtok nedstrøms fra stasjon 1 (ved Niagara) til stasjon 3, for så å øke igjen ved stasjon 4 og 5. Dette skiller seg delvis fra andre studier, som har vist at vanntemperaturen vanligvis øker nedstrøms i en bekk (Wetzel, 2001; Dan Moore et al., 2005). Synkende maksimumstemperatur og avtakende daglige temperaturvariasjoner (Figur 5 og Figur

6) gjennom sommeren langs Campusbekken fra stasjon 1 til stasjon 3, kan indikere at Campusbekken er påvirket av tilsig av grunnvann langs dette strekket. Dette støttes også av at det er potensial for grunnvann i området (Vedlegg E); (NGU, u.å.-a).

Innslag av dammer langs en bekk kan bidra til å øke vanntemperaturen nedstrøms gjennom sommeren, ved at vannets oppholdstid og overflatearealet som er eksponert for solstråling, øker. Dermed bedres muligheten for mer oppvarming av vannet (McRae & Edwards, 1994; Allan & Castillo, 2007). Dette kan forklare de høye temperaturmålingene ved stasjon 5 (Figur 4), som var plassert nedstrøms Lille Årungen (Figur 1). De høye temperaturene målt ved stasjon 4 og 5 kan også knyttes til periodevis svært lav vannstand her, som ved god eksponering av sollys kan medføre veldig høye temperaturer. Variasjonene i maksimumstemperaturer målt langs Campusbekken (Figur 5) kan også komme av lokale variasjoner i tilgang på skygge.

4.1.2 Daglige temperaturvariasjoner

Resultatene av vanntemperatur viste også at det generelt var store daglige temperaturvariasjoner (ved flere tilfeller rundt 15°C) gjennom sommeren i Campusbekken (Figur 4). De store daglige temperaturvariasjonene som ble observert i Campusbekken kan forklares ved at den er en grunn bekk med lav til ingen vannhastighet, og som er anlagt med innslag av flere kulper. Dette stemmer overens med hva andre studier har funnet, ettersom små, grunne bekker typisk har større daglige temperaturvariasjoner fordi det da er et lite vannvolum som skal varmes opp og kjøles ned mellom dag og natt (Allan & Castillo, 2007). Daglige variasjoner i vanntemperatur kan bli særlig store i mindre bekker eksponert for mye solstråling, ettersom solstråling er en hovedfaktor som bidrar til økte vanntemperaturer i bekker om sommeren (Dan Moore et al., 2005). Mangel på skygge kan derfor øke temperaturen i en bekk med flere grader. En gjennomgang av studier gjort av Dan Moore et al., (2005) fant at vanntemperaturen i bekker kan øke betydelig om dagen som følge av økt solstråling der skyggegivende kantvegetasjon har blitt fjernet (Dan Moore et al., 2005). Dette viser betydningen av kantvegetasjon langs bekken for vanntemperaturen. Studier har også vist at små bekker i større grad påvirkes av tilgangen på skygge langs bekkanten, ettersom størstedelen av bekkebredden da dekkes av skygge og reduserer mengden solstråling som når vannoverflaten (Beschta et al., 1987). I små bekker er derfor daglige temperaturvariasjoner vanligvis mindre enn for middels store bekker hvor en mindre del av vannoverflaten dekkes av skygge (Beschta et al., 1987). Til tross for at Campusbekken er en liten og smal bekk ble det observert store daglige temperaturvariasjoner (opptil rundt 15°C). Disse observasjonene kan derfor forklares med begrenset utstrekning av kantvegetasjon som gir skygge langs Campusbekken i universitetsparken.

De små variasjonene i daglig temperatur i Vollebekken, hovedsakelig rundt 1°C temperaturskjell i løpet av et døgn (Figur 6), kan forklares med tilsig av grunnvann. Noen episoder med høyere vanntemperatur i Vollebekken om sommeren ble likevel observert (Figur 4 og Figur 6). Sammenligning av Vollebekkens vanntemperaturmålinger med værdata (nedbør) fra feltperioden, ved målestasjon «NMBU/ÅS – Grønt tak» registrert på Sildre (NVE, u.å.-b), tyder på at de høyere vanntemperaturene i Vollebekken sammenfalt med større nedbørsepisoder. Dette kan ha en sammenheng med at det i Vollebekkens nedbørsfelt, ikke langt unna hvor temperaturmålingene ble gjort, finnes flere tette overflater med lav eller ingen infiltrasjon. Rundt Vollebekken finnes både bygninger og asfalterte parkeringsplasser og veier. Overflateavrenning fra slike flater kan få høyere temperaturer enn hva som er tilfellet i naturlige områder. Slik nedbørsavrenning er vist å kunne ha en oppvarmende effekt på temperaturen i bekker (Paul & Meyer, 2001; Allan & Castillo, 2007). Etersom temperaturen i Vollebekken i utgangspunktet også var relativt lav, kan påvirkningen av varm overflateavrenning og varmt regn ha blitt ekstra tydelig.

4.1.3 Betydningen av vanntemperatur

Vanntemperatur er en viktig miljøvariabel som er avgjørende for organismers metabolisme, og påvirker fordelingen av akvatiske organismer langs bekker og over geografiske områder (Allan & Castillo, 2007). Fordi artssammensetningen i en bekk er temperaturavhengig, vil vanntemperaturen også påvirke økosystemprosesser som fotosyntese, næringssaltopptak og nedbrytning av organisk materiale (Allan & Castillo, 2007). De høye maksimale temperaturene om sommeren i Campusbekken (opptil 32,9°C ved stasjon 5; Figur 4) vil antakeligvis favorisere de organismene som er best tilpasset å vokse raskt ved høyere temperaturer. I tillegg er organismene i Campusbekken trolig tilpasset å kunne leve med lavere sommertemperaturer også, og å kunne håndtere store daglige temperaturvariasjoner (Figur 6).

Vollebekkens temperaturforhold skiller seg klart fra Campusbekken, og det kan derfor forventes at andre organismer vil trives i Vollebekken enn i Campusbekken. I motsetning til Campusbekken, vil organismer som lever i Vollebekken trolig oppleve relativt kjølige og konstante temperaturer året rundt, og derfor antakeligvis være fysiologisk tilpasset slike forhold.

4.2 Turbiditet

4.2.1 Turbiditet langs Campusbekken og i Vollebekken

Det var ingen signifikant forskjell i turbiditet langs Campusbekken, men et par høye turbiditetsmålinger skiller seg likevel ut ved stasjon 1 og stasjon 2 (Figur 7). Den høyeste turbiditeten som ble observert i Campusbekken var 300 NTU, målt etter nedbør ved stasjon 2 (Figur 9). Til sammenligning var turbiditeten ved stasjon 4 svært lav gjennom hele feltperioden (maks 6 NTU). Denne forskjellen i maksimal turbiditet langs Campusbekken kan forklares med at en vanlig årsak til høyere turbiditet i bekker er resuspensjon av bunnsedimenter (Wetzel, 2001). Det er ulikt potensial for resuspensjon av bunnsedimenter langs Campusbekken, da det øverste og eldste strekket av Campusbekken (stasjon 1, 2 og 3) er utformet med leire i bekkedunnen, mens bunnen i det nyeste strekket (stasjon 4 og 5) består av større runde steiner for å gjøre vannet klart. En annen faktor som kan påvirke turbiditeten i Campusbekken er de mange grusveiene i universitetsparken. Grusveier langs Campusbekken kan bidra til økt turbiditet, særlig ved avrenning i forbindelse med nedbørsepisoder. Svært lave målinger av turbiditet kan skyldes eventuell feilkilde ved måling av absorbans på spektrofotometeret, ved at større partikler i vannprøvene kan ha sunket til bunns i kyvetten før absorbansen ble avlest.

Selv om det ikke ble funnet signifikant forskjell i turbiditet langs Campusbekken, ble det likevel observert brunere og mer ugjennomsiktig vann særlig ved stasjon 2, i forhold til resten av bekken gjennom feltperioden. Vannets brunfarge ved stasjon 2 skyldes derfor ikke turbiditet (partikkelinnhold som sprer lys), men kan heller skyldes blant annet et høyere innhold av totalt organisk karbon (TOC). Vannets farge kan påvirkes av flere forhold, som for eksempel humus, leire og jern (som alle bidrar til en gul-brun farge) eller alger (som gir en grønnere vannfarge) (Digernes, 2004).

Nedstrøms Lille Årungen var det også forventet lavere turbiditet enn ellers i Campusbekken, ettersom Lille Årungen er konstruert med elvegrus i bunnen for å gjøre vannet klart, samt at vannhastigheten senkes slik at større partikler kan sedimenteres. Lille Årungen forventes derfor å fungere som en rensedam som holder igjen partikler fra både oppstrøms og fra avrenning fra parkeringsplassen like ved. Det ble likevel ikke funnet signifikant lavere turbiditet ved stasjon 5, som var nedstrøms Lille Årungen, enn ellers i Campusbekken. Dette kan henge sammen med at turbiditeten ved stasjon 5 også kan ha blitt påvirket av planktonalger som ble funnet i vannprøvene som ble tatt. Gjennom mesteparten av feltperioden var det svært mye alger ved stasjon 5 (se Figur 2). Alger i vannet kan bidra til økt turbiditet (og økt absorbans ved måling på spektrofotometer).

Det var heller ingen signifikant forskjell i turbiditet mellom Campusbekken og Vollebekken (Figur 8). Dette kan skyldes at nedbørsfeltet til Campusbekken og Vollebekken ligger i samme område, begge med stort innslag av både leire og tette flater som parkeringsplasser. I tillegg til at bunnsedimentene i deler av Campusbekken (det vil si stasjon 1 til 3) og Vollebekken er noenlunde like.

4.2.2 Effekten av nedbør på turbiditet

Det ble ikke funnet signifikant forskjell i turbiditet mellom før og etter nedbør i Campusbekken (Figur 9). Dette til tross for at tidligere studier, inkludert studier gjort i urbane områder, har vist at bekkers turbiditet vanligvis øker under høye vannføringsepisoder i forbindelse med nedbør (Paul & Meyer, 2001; Mukundan et al., 2013). At det ikke ble observert noen effekt av nedbør i Campusbekken kan ha en sammenheng med at deler av Campusbekkens nedbørsfelt består av gressdekte arealer, som kan være en årsak til mindre partikkelavrenning ut i Campusbekken. En annen årsak kan være usikkerhet rundt tidspunktet for prøvetakingene etter nedbør, og mengden overflateavrenning til bekken før vannprøvene ble tatt. Vannprøvetaking rett etter nedbør, men før flomtappen inntreffer, er utfordrende, da det er vanskelig å vite når og hvor mye regn som kommer. Ved avrenning i forbindelse med nedbørsepisoder, særlig fra tette flater, vil vanligvis tilførselen av forurensningsstoffer til resipient følge en såkalt «first-flush» -effekt. Det vil si at både bekkens vannføring og konsentrasjon av ulike stoffer, som partikler og partikkelbundne stoffer (for eksempel fosfor og metaller), viser en rask og stor økning i begynnelsen av nedbørsepisoden, før deretter å avta saktere (Lee et al., 2002). Dette gjør det utfordrende å ta representative stikkprøver, fordi det er variasjoner i bekkens vannkvalitet innad i en nedbørsepisode og det ikke kan vites helt sikkert hvor i episoden vannprøvene tas. Derfor kan ingen observert økning i turbiditet i Campusbekken også skyldes at vannprøvene ble tatt "for sent" til å kunne fange opp "den første økningen" i turbiditet (samt næringssalter og metaller).

Den høyeste turbiditeten som ble observert i Campusbekken (300 NTU) ble likevel målt etter nedbør (ved stasjon 2), og var betydelig høyere enn før nedbør samme dag (se Vedlegg I). Denne prøvetakingen ble gjort etter svært mye nedbør, med betydelig økt vannføring i Campusbekken, noe som støtter opp om at det ved noen av de andre prøvetakingene etter nedbør ikke hadde regnet «nok» til å kunne registrere eventuell økt turbiditet i bekken. De to høyeste turbiditetsmålingene fra Campusbekken (ved stasjon 1 og 2) er begge tatt etter nedbør, og viser at det etter kraftig regn *kan* bli svært høy turbiditet noen steder langs bekken. Økt turbiditet i

Campusbekken kan derfor likevel være en forventet effekt av klimaendringer med mer intens nedbør.

I Vollebekken var det derimot en signifikant økning i turbiditet etter nedbør (Figur 9). Her ble det også observert en tydelig økning i vannføring og partikkelinnhold når vannprøvene etter nedbør ble tatt. Dette var ikke uventet, ettersom jordbruk utgjør en stor del av Vollebekkens nedbørsfelt, samt at Vollebekken er svært leirpåvirket. Jorderosjon og stor partikkelavrenning er en vanlig utfordring for vassdrag i nedbørsfelt med en stor andel av jordbruk og marin leire (Allan & Castillo, 2007; Schneider & Skarbøvik, 2022).

4.2.3 Turbiditetens innvirkning på vannøkosystemet

Suspenderte partikler kan både absorbere og spre lys i vannet, og ofte fører høy turbiditet til redusert lystilgang på bekkebunnen (Wetzel, 2001). Redusert lysgjennomtrenging i vannsøylen kan begrense muligheten for fotosyntese, og flere studier har rapportert at høy turbiditet i bekker og elver kan være begrensende for både bentiske alger, fytoplankton og vannplanter, som igjen har en innvirkning på vannøkosystemet ellers (Allan & Castillo, 2007; Paul & Meyer, 2001). Tildekking ved at suspenderte partikler sedimenterer, særlig i kulper og dammer, kan også være en utfordring for blant annet bentiske alger. Invertebrater kan også påvirkes av sedimentering, fordi muligheten for å finne tilfluktsrom langs bekkebunnen begrenses ved sedimentering etter flomepisoder (Paul & Meyer, 2001).

I Campusbekken var det generelt lav turbiditet, og suspendert partikkelinnhold i bekken er dermed ingen stor utfordring for vannøkosystemet. Unntaket er noen tilfeller hvor turbiditeten kan bli svært høy, og medføre dårlig lystilgang på bekkebunnen, samt tildekking av leire (særlig ved stasjon 1 og 2). I Vollebekken er turbiditeten derimot mer vekslende enn i Campusbekken, ettersom turbiditeten øker betydelig i forbindelse med nedbør. Partikkelinnhold kan derfor være en utfordring for vannlevende organismer etter regnvær i Vollebekken. I tørrværsperioder var imidlertid Vollebekkens turbiditet lav, og lystilgangen god gjennom hele vannsøylen. Organismene i Vollebekken må dermed være tilpasset et mer ustabilt habitat der partikkelinnhold og lystilgang endres i takt med nedbørsepisoder.

4.3 Næringsalter

4.3.1 Fosfor

Langs Campusbekken økte konsentrasjonen av fosfor (både TP og PO₄-P) fra stasjon 1 til stasjon 2 (det vil si langs Niagara-strekket), og sank deretter videre nedstrøms i bekken (Figur 10 og Figur 11). Det ble funnet veldig høye verdier av fosfor langs det eldste strekket av Campusbekken (stasjon 1 til 3), både av TP men særlig av PO₄-P. Høyeste målte fosforkonsentrasjoner var 0,91 mg/l TP og 262 µg/l PO₄-P ved stasjon 2, mens det til sammenligning var svært lave fosforkonsentrasjoner ved stasjon 4 (maksimalt 0,11 mg/l TP og 12 µg/l PO₄); (Tabell V. 3 i Vedlegg G). De svært høye konsentrasjonene av fosfor ved stasjon 2 indikerer fosforforurensning her, men til gjengjeld klarer Campusbekken å rense vannet for fosfor, slik at mengden fosfor ved stasjon 4 og 5 er liten. Dette skjer ved at organismer som vannplanter og bentiske alger tar opp næringssaltene fra vannfasen, og at fosfor bindes til partikler og sedimenterer. Senket vannhastighet gjennom kulper bidrar også til at primærprodusenter kan ta opp en større andel næringsalter i biomasse før det transporteres videre nedstrøms (Baho et al., 2021; Sutherland et al., 2014; Schlesinger & Bernhardt, 2020). Stasjon 1 til 3 hadde derfor moderat tilstand av fosfor (TP og PO₄-P), mens stasjon 4 og 5 var i god tilstand (Vedlegg H), gitt grenseverdiene i Vannforskriften (Tabell 3).

Ved sammenligning av resultatene opp mot Vannforskriftens grenseverdier (Tabell 2, Tabell 3 og Tabell 4) ble gjennomsnittet av vannprøvene fra alle prøvetakingene (både før nedbør og etter nedbør) brukt. I klassifiseringsveilederen anbefales det derimot å ikke inkludere målinger tatt under flomepisoder i forbindelse med ekstremnedbør, fordi da antas verdiene å være unormalt høye og dermed gi et uriktig bilde (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). I denne oppgaven ble det for de fleste parameterne ikke funnet høyere konsentrasjoner etter nedbør (med noen unntak i Vollebekken), og det vil derfor ikke ha noen innvirkning på klassifiseringen at snittet av alle prøvene er brukt i sammenligningen.

De høye konsentrasjonene av fosfor, særlig av biotilgjengelig PO₄-P, i Campusbekken tyder på at bekken er eutrof. Næringsalter som fosfor er viktige for primærprodusentene i vannøkosystemet, og god tilgang på biotilgjengelig fosfat kan derfor føre til algeoppblomstringer (Allan & Castillo, 2007). Eutrofiering i Campusbekken som følge av høye næringssaltkonsentrasjoner kan derfor forklare algeoppblomstringer observert i Lille Årungen gjennom feltperioden, men også at det var mye alger og vannplanter i bekken ellers også. Resultatene tyder dermed på at fosfor ikke er en begrensende faktor for primærproduksjon i Campusbekken, særlig ikke oppstrøms.

Det er usikkert hvorfor det er så høye konsentrasjoner av TP og PO₄-P nedstrøms Andedammen (stasjon 1 til 3), men konsentrasjonene skyldes trolig ikke gjødsling av universitetsparken, fordi parken vanligvis gjødsles svært lite. I 2022 ble det kun gjødslet én gang; i starten av vekstsesongen (april/mai) i Niagara-området (Arnott, 2023). Flere andre årsaker til fosforkonsentrasjonene kan derimot være mulige. For eksempel kan interngjødsling i Andedammen ha frigitt større mengder fosfat fra sedimentene på grunn av anoksiske forhold nær Andedammens bunn, og dermed ført til næringsrikt vann i Campusbekken fra Andedammen. Små og grunne dammer er ofte veldig næringsrike og produktive, og i dammer med mye vegetasjon, slik som Andedammen, kan fotosyntese fra makrofytter (som vannplanter) og alger produsere store mengder oksygen på dagtid. Tilsvarende store mengder av oksygen kan forbrukes igjen ved respirasjon om natten, og det kan oppstå store døgnvariasjoner mellom oksygenovermetning og -undermetning (Wetzel, 2001). Perioder med oksygenundermetning og anoksiske forhold i Andedammen kan derfor ha frigitt betydelige mengder fosfat fra sedimentene, særlig under varme perioder med lite nedbør og liten gjennomstrømming i dammen.

En annen faktor som kan ha hatt innvirkning på de høye fosforkonsentrasjonene er tilstedeværelsen av karpefisk (Karuss) i Andedammen. Fiskene kan ha virvlet opp bunnsedimenter og på den måten frigitt sedimentert partikkelbundet fosfor. Det er kjent fra tidligere studier at bentiske fisker som karpe kan forstyrre bunnsedimentene for å finne mat, og slik øke konsentrasjonen av næringssalter i vannfasen (Lamarra Jr, 1975; Wetzel, 2001). Det er også velkjent at ekskrementer fra fugler, særlig ender, kan bidra med store tilførsler av både fosfor og nitrogen i vassdrag (Manny et al., 1994; Portnoy, 1990). Dette kan være tilfellet i Andedammen og Campusbekken også, ettersom blant annet mange stökkender har blitt observert her. Andre mulige årsaker til høye fosforkonsentrasjoner i Campusbekken kan være nedbrytning av organisk materiale som frigir fosfor (Allan & Castillo, 2007), som for eksempel nedbrytning av alger, løv fra løvtrær i parken og klippet plengress (mye plengress ble observert i bekken spesielt ved stasjon 1 gjennom sommeren). Også kloakkutslipp i området kan være en årsak, dersom det er lekkasje i noen rør.

4.3.2 Nitrogen

I Campusbekken avtok konsentrasjonen av TN og NO₃-N nedstrøms bekken fra stasjon 1 ved Andedammen til stasjon 5 ved Lille Årungen (Figur 12 og Figur 13). For NH₄-N var konsentrasjonen høyest ved stasjon 2, og avtok nedstrøms derfra (Figur 14). NH₄-N er den foretrukne formen av nitrogen som vannlevende primærprodusenter tar opp (Allan & Castillo,

2007). At det ved stasjon 2 var lite alger og planter gjennom feltperioden sammenlignet med resten av Campusbekken, kan derfor forklare hvorfor konsentrasjonen av $\text{NH}_4\text{-N}$ i Campusbekken var høyest ved stasjon 2.

Ettersom konsentrasjon av TN sank nedstrøms i Campusbekken hadde derfor stasjon 1 og 2 moderat tilstand av TN, sammenlignet med grenseverdiene i Vannforskriften (Tabell 2), mens stasjon 3 og 4 hadde god tilstand av TN og stasjon 5 var i svært god tilstand (se Vedlegg H). Avtakende nitrogenkonsentrasjon nedstrøms tyder på at Campusbekken klarer å rense vannet også for nitrogen, på samme måte som for fosfor, før det renner ut i Vollebekken. I tillegg kan anoksiske forhold i Lille Årungen, som følge av periodevise døgnvariasjoner i oksygenkonsentrasjon, ha fjernet store mengder nitrogen fra Campusbekken. Under anoksiske forhold fjerner bakterier nitrogen fra vannfasen ved denitrifikasjon, hvor nitrat (NO_3^-) omdannes til lystgass (N_2O) og N_2 -gass, som slippes ut til atmosfæren (Allan & Castillo, 2007). Denitrifikasjon kan derfor ha bidratt til de lave nitrogenkonsentrasjonene ved stasjon 5, som lå nedstrøms Lille Årungen. Lave konsentrasjoner av nitrogen ved stasjon 5 kan potensielt utgjøre en begrensende faktor for algevekst, men under feltperioden ble det likevel observert svært mye alger i denne kulpen (Figur 2).

4.3.3 Næringssalter i Vollebekken

I Vollebekken var nitrogenkonsentrasjonene høyere enn i Campusbekken, mens det for fosforkonsentrasjonene ikke var noen forskjell mellom Vollebekken og Campusbekken (Figur 15). Det er overraskende at det i Campusbekken, som er en konstruert blågrønn bekk i en universitetspark, ble funnet like høye konsentrasjoner av fosfor som i Vollebekken, som drenerer et jordbruksområde med stor jorderosjon. I Vollebekken utgjorde TP og $\text{PO}_4\text{-P}$ moderat tilstand og TN svært dårlig tilstand (Vedlegg H). Vollebekkens høye konsentrasjoner av fosfor og nitrogen skyldes trolig avrenning fra jordbruk, samt jorderosjon med partikkelbundet fosfor.

4.3.4 Næringssalter etter nedbør

Evnen til å holde tilbake næringssalter i urbane nedbørsfelt er ofte svekket, og avrenning av næringssalter til bekker kan derfor bli stor, særlig ved kraftige regneepisoder (Shields et al., 2008; McDiffett et al., 1989). Studier gjort av blant annet Johnson et al., 2016 og Shields et al., 2008 har funnet at høye konsentrasjoner av nitrogen og fosfor er vanlig å observere i urbane bekker, fordi tette overflater reduserer infiltrasjon og oppholdstid i jord og grunnvann.

I Campusbekken ble det derimot ikke observert økt næringssaltkonsentrasjon etter nedbør, med unntak av nitrat (Figur 16 til Figur 20). At det ikke ble funnet forskjeller i næringssalt-

konsentrasjonene mellom før og etter nedbør kan forklares med at Campusbekken ligger i en universitetspark hvor også gressdekte arealer langs bekken er utbredt. Dette kan bidra til at næringssalter holdes igjen ved nedbørsepisoder. Flere regnbed finnes også i universitetsparken. Disse regnbedene er konstruert for å kunne ta unna mye av overflateavrenningen fra takene til flere av bygningene i parken, før vannet infiltrerer jorda eller renner ut i Campusbekken, og dermed redusere mengden næringssalter som renner ut i den åpne bekken etter regnepisoder. Ingen observert endring i næringssalter etter nedbør kan også skyldes at økte konsentrasjoner i bekker ofte bare varer i et kort tidsrom ved hvert spesifikke punkt i en bekk, ettersom stoffene raskt forsvinner videre nedstrøms bekken (Allan & Castillo, 2007). På samme måte som for turbiditet kan nedbørsprøvene derfor ha blitt tatt «for sent».

I Vollebekken var konsentrasjonene av TP, PO₄-P og NH₄-N høyere etter nedbør, mens konsentrasjonene av TN og NO₃-N ikke var forskjellige mellom før og etter nedbør (Figur 16 til Figur 20). Økningen av fosfor henger trolig sammen med partikkelavrenning, som også førte til økt turbiditet (Figur 9). Marin leire og dyrket mark som gjødsles utgjør en stor andel av Vollebekkens nedbørsfelt. Økt fosforkonsentrasjon i bekken er derfor en vanlig konsekvens etter nedbør som fører til økt avrenning, ettersom både gjødslet mark medfører økt fosforavrenning, og marin leire er naturlig rik på fosfor fra apatitt (Schneider & Skarbøvik, 2022). Figur 20 viser at selv om det ikke var noen signifikant endring i nitrat mellom før og etter nedbør, ble likevel de høyeste konsentrasjonene av nitrat i Vollebekken målt før nedbør, noe som kan indikere at ved noen av nedbørsprøvetakingene var konsentrasjonen av nitrat fortennet i Vollebekken (se også Vedlegg I).

4.4 Metaller

4.4.1 Tilstandsklasser for metaller i Campusbekken

Resultatene av metaller viste at det generelt var forskjeller i metallkonsentrasjonene mellom de ulike prøvepunktene langs Campusbekken. De høyeste konsentrasjonene av Pb, Ni og Cu i Campusbekken ble funnet ved Andedammens utløp (stasjon 1) (Figur 21 til Figur 23). Høyest konsentrasjon av Zn ble funnet oppstrøms Lille Årungen, ved stasjon 4 (Figur 24). I Campusbekken var det generelt lave metallkonsentrasjoner, og prøvepunktene (stasjon 1 til 5) hadde stort sett god tilstand (klasse II) av både Ni, Cu, Zn og Pb (Vedlegg H). God tilstandsklasse for metaller i Campusbekken indikerer at det ved prøvepunktene ikke var noen toksiske effekter på organismsamfunnet i bekken forårsaket av metallforurensning (Miljødirektoratet, 2020). Med utgangspunkt i gjennomsnittlige konsentrasjoner overskrider derimot Zn-innholdet ved stasjon 4 øvre grense for tilstandsklasse II (AA-EQS), gitt

grenseverdiene i Vannforskriften (Tabell 4). Det vil si at Zn-innholdet ved stasjon 4 kan gi kroniske effekter på organismsamfunnet ved eksponering over lang tid. Det samme gjelder for de høye gjennomsnittskonsentrasjonene av Cu ved stasjon 1 og 2, hvor AA-EQS også overskrides. Ved stasjon 4 overskrides også MAC-EQS (øvre grense for klasse III; Tabell 4), ettersom den høyeste målte konsentrasjonen av Zn var 150 µg/l (Figur 24). Dette indikerer at organismsamfunnet ved stasjon 4 har blitt utsatt for akutt toksiske effekter av Zn, selv ved eksponering over kort tid.

Klassifiseringen av metaller i Campusbekken (og Vollebekken) har blitt gjort med utgangspunkt i totale konsentrasjoner, og ikke konsentrasjoner i oppløsning, som er grunnlaget for grenseverdiene oppgitt i Vannforskriften. Derfor kan klassifiseringen i denne oppgaven være litt for «streng», avhengig av hvor stor andel av bekkens metallkonsentrasjoner som var løst og bundet til organiske stoffer og andre partikler.

Det er uklart hvorfor det ble funnet så høye konsentrasjoner av Zn ved stasjon 4. Sink er et mye brukt metall i ulike materialer, så kildene til de høye Zn-konsentrasjonene kan være mange. Stasjon 4 ligger ikke i umiddelbar nærhet til bilvei eller noen av parkeringsplassene på universitetsområdet. Kildene til Zn ved dette prøvepunktet knyttes derfor trolig ikke til veirelatert avrenning. Derimot kan for eksempel bygningene på campus være en kilde til Zn, ettersom stasjon 4 mottar en del overvann fra nedløpsrør på bygninger i parken ved nedbørsepisoder. Ofte er tak, takrenner og nedløpsrør laget med Zn, som frigis når materialene korroderer (Göbel et al., 2007).

Det er også uklart hvorfor det ble funnet høyere konsentrasjoner av Pb ved Andedammen og Niagara (stasjon 1 og 2). En mulighet kan være at Pb-konsentrasjonene kommer fra gamle rør i bakken. Stasjon 1 og 2 var plassert i et eldre område i universitetsparken, hvor det teoretisk sett kan finnes gamle rør. For å kunne si dette mer sikkert, trengs en oversikt over hvor ulike rør ligger i universitetsparken. Det kan derimot være utfordrende å finne ut hvor de eldste rørene i parken lå, da det ikke finnes kart og plantegninger over dette.

4.4.2 Veirelatert avrenning i Campusbekken

Gitt den relativt store parkeringsplassen ved Lille Årungen (Figur 1) var det forventet å finne høyere metallkonsentrasjoner i Campusbekken nedstrøms denne parkeringsplassen (det vil si stasjon 5 i denne oppgaven), enn hva som ble funnet. Overflateavrenning med veirelaterte forurensningsstoffer som Cu, Zn, Ni og Pb er en kjent utfordring i områder med veitrafikk (Yu et al., 2014). Derfor er det ikke utenkelig at det er relativt høye metallkonsentrasjoner i Lille

Årungen. Ettersom det ikke ble funnet høyere metallkonsentrasjoner ved stasjon 5, som er nedstrøms Lille Årungen, kan dette i så fall tyde på at Lille Årungen fungerer som en god rensedam for veirelaterte forurensningsstoffer fra parkeringsplassen, og at overvannet renses ganske bra før det renner videre i Campusbekken og ut i Vollebekken. Det er likevel fortsatt usikkert hvor godt partikkelbundne stoffer som metaller og andre miljøgifter fra biler sedimenterer i Lille Årungen, da vannprøvene i denne oppgaven ble tatt kun nedstrøms utløpet til Lille Årungen. Vannprøvetaking også fra innløpet til Lille Årungen kan derfor være aktuelt for å undersøke renseseffekten av Lille Årungen ytterligere.

I tillegg til sedimentering av metaller i Lille Årungen, kan de lave metallkonsentrasjonene ved stasjon 5 også henge sammen med at det er en fortyningseffekt fra Campusbekken. Dette fordi vannet oppstrøms Lille Årungen ikke er så forurenset av metaller.

4.4.3 Metaller i Vollebekken

I Campusbekken var det ingen endring i metallkonsentrasjon mellom før og etter nedbør, mens for Vollebekken var metallkonsentrasjonene høyere etter nedbør (Figur 26 til Figur 29). Økningen i metallkonsentrasjon i Vollebekken kan knyttes til avrenning fra parkeringsplass og bilvei, spesielt Drøbakveien (Fv152), i området, ettersom overflateavrenning med metaller ofte øker i forbindelse med regn (Yu et al., 2014).

Vollebekken hadde også høyere konsentrasjoner av Cu, Ni og Zn enn Campusbekken, mens konsentrasjonen av Pb var lik for begge bekkene (Figur 25). At det ble funnet høyere konsentrasjoner av metaller i Vollebekken enn i Campusbekken har trolig også sammenheng med at Vollebekkens nedbørsfelt i større grad er preget av biltrafikk enn hva som er tilfellet for Campusbekken i universitetsparken. Gitt grenseverdiene i Vannforskriften (Tabell 4) var det god tilstand av Ni og Pb i Vollebekken (Vedlegg H), og de utgjør derfor ingen fare for de vannlevende organismene der. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av Cu og Zn overskrider derimot verdiene for AA-EQS, og tyder på Cu- og Zn-forurensning i Vollebekken som kan gi kroniske effekter på organismene over tid. Forurensningen kan også ha gitt akutte toksiske effekter i Vollebekken, fordi de maksimale konsentrasjonene som ble målt av Cu (36 µg/l) og Zn (280 µg/l) (etter nedbør) overskrider MAC-EQS-verdien.

4.5 Videre studier

I denne oppgaven ble stikkprøver tatt for å undersøke effekten av nedbørsepisoder på vannkvaliteten i Campusbekken og Vollebekken. Med stikkprøver er det utfordrende å ta representative vannprøver. For å få en bedre forståelse av hvordan særlig ekstremnedbør påvirker vannkvaliteten i blågrønne bekker, bør det benyttes automatiserte vannmålere som trigges av nedbør.

Oppstrøms i Campusbekken ble det funnet svært høye fosforkonsentrasjoner. Det bør derfor gjøres ytterligere undersøkelser for å forsøke å identifisere kildene til de høye fosforkonsentrasjonene i dette området.

Ved stasjon 4 i Campusbekken ble det funnet svært høye konsentrasjoner av sink. De høye verdiene av sink kan utgjøre både kroniske og akutt toksiske effekter for organismsamfunnet i bekken, og det er derfor viktig å studere dette nærmere for å forstå hva som er kilden til sinkforurensningen.

Det bør også gjøres videre studier på hvorvidt Lille Årungen fungerer som en rensedam for avrenning av veirelaterte forurensningsstoffer som ledes ut i dammen fra den store parkeringsplassen. For å finne et tydeligere svar på hvor stor avrenning det er av metaller fra parkeringsplassen, og om de i så fall sedimenteres ut i Lille Årungen, bør vannprøver tas fra både innløpet (det vil si vadiene som leder overvannet fra parkeringsplassen ut i Lille Årungen) og utløpet av Lille Årungen. Vannprøvetaking fra Lille Årungen kan også være hensiktsmessig i videre kartlegging av parkeringsplassen sitt bidrag av metaller til Campusbekken.

5. Konklusjon

I Campusbekken forandret temperaturen seg lite mellom målepunktene. Det ble målt høye vanntemperaturer gjennom sommeren (opptil 32,9°C) og store daglige temperaturvariasjoner (opptil 15°C). Dette kan forklares med høy solinnstråling grunnet begrenset skyggegivende kantvegetasjon langs bekken, innslag av dammer som øker vanntemperaturen og periodevis svært lav vannstand med lav til ingen vannhastighet. Temperaturen i Vollebekken fulgte et annet mønster enn Campusbekken, ved at vanntemperaturen var jevn gjennom hele feltperioden og med små daglige temperaturvariasjoner, fordi Vollebekken er betydelig grunnvannspåvirket.

Turbiditeten i Campusbekken var generelt lav, og ikke forskjellig mellom målepunktene langs bekken. Unntaket er noen tilfeller hvor turbiditeten var svært høy (opptil 300 NTU), som kan påvirke vannøkosystemet ved dårlig lystilgang på bekkebunnen, samt tildekking av leire.

Det ble funnet svært høye konsentrasjoner av fosfor (opptil 0,91 mg/l TP og 262 µg/l PO₄-P) oppstrøms i Campusbekken, noe som kan forklare algeoppblomstringer observert i bekken og Lille Årungen. Høye konsentrasjoner av nitrogen ble også funnet lengst oppstrøms. Næringssaltkonsentrasjonen avtok nedstrøms Campusbekken, noe som indikerer at bekken evner å rense vannet for fosfor og nitrogen. Primærprodusentenes opptak av næringssalter er trolig mer effektiv grunnet senket vannhastighet gjennom kulper i bekken. Større mengder nitrogen har sannsynligvis også blitt fjernet fra bekken ved denitrifikasjon i Lille Årungen.

Det var generelt lave metallkonsentrasjoner i Campusbekken, og stort sett god tilstand (klasse II) av både Ni, Cu, Zn og Pb. Høye Zn-konsentrasjoner ved stasjon 4 overskred både AA-EQS og MAC-EQS, som betyr kroniske og akutt toksiske effekter på organismesamfunnet i kulpen. Det ble også målt høye Cu-konsentrasjoner ved stasjon 1 og 2 som overskrider AA-EQS.

Det ble ikke funnet tydelig endring i vannkvalitet (turbiditet, næringssalter og metaller) etter nedbør i Campusbekken. Dette kan komme av gressdekte arealer og regnbed i universitetsparken som tar unna mye av overflateavrenningen og holder igjen partikler og næringssalter. I Vollebekken økte derimot både turbiditet, TP, PO₄-P, NH₄-N og metaller etter nedbør. Økt turbiditet og næringssalter knyttes til partikkelavrenning, samt mye marin leire og dyrket mark i nedbørsfeltet, mens økt metallkonsentrasjon knyttes til veiavrenning.

Det var ingen forskjell i turbiditet og fosfor mellom Campusbekken og Vollebekken, mens konsentrasjonene av nitrogen og metaller (Cu, Ni og Zn) var høyere i Vollebekken, som følge av avrenning fra henholdsvis jordbruk og vei.

Referanser

- Allan, J. D. & Castillo, M. M. (2007). *Stream ecology : structure and function of running waters*. 2. utg. Dordrecht: Springer.
- Anderson, M. J. (2014). Permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA). *Wiley statsref: statistics reference online*: 1-15. doi: <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>.
- Arnott, D. (2023). *E-post fra ingeniør David Arnott ved Parkenheten NMBU*. Ås (03.05.2023).
- Baho, D. L., Arnott, D., Myrstad, K. D., Schneider, S. C. & Moe, T. F. (2021). Rapid colonization of aquatic communities in an urban stream after daylighting. *Restoration Ecology*, 29 (5): e13394. doi: <https://doi.org/10.1111/rec.13394>.
- Beschta, R. L., Bilby, R. E., Brown, G. W., Holtby, L. B. & Hofstra, T. D. (1987). *Stream temperature and aquatic habitat: fisheries and forestry interactions*. Streamside Management: Forestry and Fishery Interactions: University of Washington, Seattle.
- Brears, R. C. (2018). Blue-green infrastructure in managing urban water resources. *Blue and Green Cities: The Role of Blue-Green Infrastructure in Managing Urban Water Resources*: 43-61. doi: https://doi.org/10.1057/978-1-137-59258-3_2.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D. & Wardle, D. A. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486 (7401): 59-67. doi: <https://doi.org/10.1038/nature11148>.
- Dan Moore, R., Spittlehouse, D. & Story, A. (2005). Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: a review 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 41 (4): 813-834. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2005.tb03772.x>.
- Digernes, I. (2004). *Kjemiske og fysikalske metoder for måling i vann*: IPM.
- Direktoratgruppen vanndirektivet. (2018). *Klassifisering av miljøtilstand i vann*. Veileder 02:2018.
- Dore, M. H. (2005). Climate change and changes in global precipitation patterns: what do we know? *Environment international*, 31 (8): 1167-1181. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.03.004>.
- Dunham, J. B., Chandler, G. L., Rieman, B. E. & Martin, D. M. (2005). Measuring stream temperature with digital data loggers: a user's guide. *General Technical Report RMRS-GTR-150WWW*. Department of Agriculture. doi: <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-150>.
- Ellingsen, M. N. (2019). *Glimt fra fremtiden: Slik blir det nye parkanlegget*. Tilgjengelig fra: <https://www.nmbu.no/iendring/byggeprosjekt/nyheter/node/38531> (lest 19.04.2023).
- Ghofrani, Z., Sposito, V. & Faggian, R. (2017). A comprehensive review of blue-green infrastructure concepts. *International Journal of Environment and Sustainability*, 6 (1). doi: 10.24102/IJES.V6I1.728.
- Göbel, P., Dierkes, C. & Coldewey, W. (2007). Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology*, 91 (1-2): 26-42. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2006.08.008>.
- Helsel, D. (2006). Fabricating data: how substituting values for nondetects can ruin results, and what can be done about it. *Chemosphere*, 65 (11): 2434-2439. doi: 10.1016/j.chemosphere.2006.04.051.
- Helsel, D. (2023). *Nondetects And Data Analysis - 5. Estimating Descriptive Statistics with Nondetects*: Practical Stats (Digital forelesning 21.01.2023). Tilgjengelig fra: <https://practicalstats.com/training/nada56.php>.
- Helsel, D. & Julian, P. (2023). *Data Analysis for Censored Environmental Data, Version 1.1.3, Package "NADA2"*.

- Huston, C. & Juarez-Colunga, E. (2009). Guidelines for computing summary statistics for datasets containing non-detects. *Bulkley Valley Research Center*.
- Instrument Choice. (2020). *Turbidity Meters: What is the difference between NTU and FNU?* Tilgjengelig fra: <https://www.instrumentchoice.com.au/news/turbidity-meters-what-is-the-difference-between-ntu-and-fnu> (lest 15.03.2023).
- IPCC. (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. doi: 10.1017/9781009157896.
- Johnson, T. A. N., Kaushal, S. S., Mayer, P. M., Smith, R. M. & Sviridchi, G. M. (2016). Nutrient retention in restored streams and rivers: a global review and synthesis. *Water*, 8 (4): 116. doi: <https://doi.org/10.3390/w8040116>.
- Jones, N. & Allin, L. (2010). *Measuring Stream Temperatures Using Data Loggers: Laboratory and Field Techniques*: Ontario Ministry of Natural Resources.
- Lamarra Jr, V. A. (1975). Digestive activities of carp as a major contributor to the nutrient loading of lakes. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 19 (3): 2461-2468.
- Lee, J., Bang, K., Ketchum Jr, L., Choe, J. & Yu, M. (2002). First flush analysis of urban storm runoff. *Science of the total environment*, 293 (1-3): 163-175. doi: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00006-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00006-2).
- Manny, B. A., Johnson, W. & Wetzel, R. (1994). *Nutrient additions by waterfowl to lakes and reservoirs: predicting their effects on productivity and water quality*. Aquatic Birds in the Trophic Web of Lakes: Proceedings of a symposium held in Sackville, New Brunswick, Canada, in August 1991: Springer.
- Mantyka-Pringle, C. S., Martin, T. G. & Rhodes, J. R. (2012). Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: a systematic review and meta-analysis. *Global Change Biology*, 18 (4): 1239-1252. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02593.x>.
- McDiffett, W. F., Beidler, A. W., Dominick, T. F. & McCrea, K. D. (1989). Nutrient concentration-stream discharge relationships during storm events in a first-order stream. *Hydrobiologia*, 179: 97-102. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00007596>.
- McRae, G. & Edwards, C. J. (1994). Thermal characteristics of Wisconsin headwater streams occupied by beaver: implications for brook trout habitat. *Transactions of the American fisheries Society*, 123 (4): 641-656. doi: [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1994\)123<0641:TCOWHS>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1994)123<0641:TCOWHS>2.3.CO;2).
- Miljødirektoratet. (2020). *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020*. Veileder M-608.
- Mukundan, R., Pierson, D., Schneiderman, E., O'donnell, D., Pradhanang, S., Zion, M. & Matonse, A. (2013). Factors affecting storm event turbidity in a New York City water supply stream. *Catena*, 107: 80-88. doi: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.02.002>.
- NGU. (u.å.-a). *GRANADA - Nasjonal grunnvannsdatabase*. Tilgjengelig fra: https://geo.ngu.no/kart/granada_mobil/ (lest 24.04.2023).
- NGU. (u.å.-b). *Løsmasser - Nasjonal løsmassedatabase*. Tilgjengelig fra: https://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/ (lest 24.04.2023).
- Norske landskapsarkitekters forening. (u.å.-a). *Campus Ås - Samlokalisering av Norges Veterinærhøgskole (NVH) og Veterinærinstituttet (VI) med Universitetet for miljø- og biovitenskap (NMBU)*. Tilgjengelig fra: <https://landskapsarkitektur.no/prosjekter/campus-as-samlokalisering-av-norges-veterinarhogskole-nvh-og-veterinarinstituttet-vi-med-universitetet-for-miljo-og-biovitenskap-nmbu> (lest 19.04.2023).

- Norske landskapsarkitekters forening. (u.å.-b). *Niagara – restaurering av verdens minste fossefall*. Tilgjengelig fra: <https://landskapsarkitektur.no/prosjekter/niagara-restaurering-av-verdens-minste-fossefall> (lest 19.04.2023).
- NVE. (u.å.-a). *NEVINA Nedbørfelt-Vannføring-INdeks-Analyse*. Tilgjengelig fra: <https://nevina.nve.no/> (lest 17.04.2023).
- NVE. (u.å.-b). *NMBU/Ås - Grønt tak*. Tilgjengelig fra: <https://sildre.nve.no/station/5.10.0?x=261845&y=6622333&zoom=-1&1001v3=60&1000v31=60&1000v32=60&1000v33=60&1000v34=60&1000v35=60&1000v36=60&1000v37=60&1000v38=60&0v1=60&9153v1=60&9153v2=60&9153v3=60&9156v2=60&17v1=60&14v1=60&15v1=60&2v1=60&2040v1=60&2040v2=60&4050v21=60&4050v22=60&4050v23=60&8v1=60&8v2=60&9v1=60&9v2=60&9156v1=60&9156v3=60> (lest 22.03.2023).
- NVE. (u.å.-c). *NVE Atlas*. Tilgjengelig fra: <https://atlas.nve.no/Html5Viewer/index.html?viewer=nveatlas#> (lest 19.04.2023).
- Onset. (u.å.). *HOBO Pendant MX Temp (MX2201) and Temp/Light (MX2202) Logger Manual*.
- Paul, M. J. & Meyer, J. L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual review of Ecology and Systematics*, 32 (1): 333-365. doi: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>.
- Portnoy, J. (1990). Gull contributions of phosphorus and nitrogen to a Cape Cod kettle pond. *Hydrobiologia*, 202 (1-2): 61-69. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00027092>.
- Sala, O. E., Stuart Chapin, F., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B. & Kinzig, A. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287 (5459): 1770-1774. doi: 10.1126/science.287.5459.1770.
- Schlesinger, W. H. & Bernhardt, E. S. (2020). *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. 4 utg.: Academic press.
- Schneider, S. C. & Skarbøvik, E. (2022). Ecological status assessment of clay rivers with naturally enhanced water phosphorus concentrations. *Environmental Advances*, 9: 100279. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100279>.
- Sefo, S., Hareide Killi, S. A. & Landmark, S. (2021). *Blågrønn infrastruktur*, 802: Statens vegvesen.
- Shields, C. A., Band, L. E., Law, N., Groffman, P. M., Kaushal, S. S., Savvas, K., Fisher, G. T. & Belt, K. T. (2008). Streamflow distribution of non-point source nitrogen export from urban-rural catchments in the Chesapeake Bay watershed. *Water Resources Research*, 44 (9). doi: <https://doi.org/10.1029/2007WR006360>.
- Shrivastava, A. & Gupta, V. B. (2011). Methods for the determination of limit of detection and limit of quantitation of the analytical methods. *Chron. Young Sci*, 2 (1): 21-25. doi: 10.4103/2229-5186.79345.
- Smith, B., Clifford, N. J. & Mant, J. (2014). The changing nature of river restoration. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 1 (3): 249-261. doi: <https://doi.org/10.1002/wat2.1021>.
- Standard Norge. (1975). *NS 4746:1975 Vannundersøkelse — Bestemmelse av ammoniumnitrogen*. Tilgjengelig fra: <https://www.standard.no/no/nettbutikk/produktkatalogen/produktpresentasjon/?ProduktID=134381> (lest 20.06.2022).
- Standard Norge. (1993). *NS 4743:1993 Vannundersøkelse — Bestemmelse av nitrogen etter oksidasjon med peroksidisulfat*. Tilgjengelig fra: <https://www.standard.no/no/nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProduktID=134377> (lest 20.06.2022).

- Standard Norge. (1997). *NS-EN 1189:1996 Vannundersøkelse - Bestemmelse av fosfor - Spektrometrisk metode med ammoniummolybdat*. Tilgjengelig fra: <https://www.standard.no/no/Nettbutikk/produktkatalogen/Produktpresentasjon/?ProductID=136203> (lest 20.06.2022).
- Sutherland, D. L., Turnbull, M. H. & Craggs, R. J. (2014). Increased pond depth improves algal productivity and nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Research*, 53: 271-281. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.01.025>.
- Trenberth, K. E. (2011). Changes in precipitation with climate change. *Climate research*, 47 (1-2): 123-138. doi: <https://doi.org/10.3354/cr00953>.
- Vann-Nett. (u.å.). *Tilløpsbekker til Årungen*. Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/005-88-R> (lest 17.04.2023).
- Vannforskriften. (2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/pro/#document/SF/forskrift/2006-12-15-1446> (lest 05.04.2023).
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*: Gulf professional publishing.
- Woolway, R. I., Sharma, S., Weyhenmeyer, G. A., Debolskiy, A., Golub, M., Mercado-Bettín, D., Perroud, M., Stepanenko, V., Tan, Z. & Grant, L. (2021). Phenological shifts in lake stratification under climate change. *Nature communications*, 12 (1): 2318. doi: <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22657-4>.
- Yu, S., Wu, Q., Li, Q., Gao, J., Lin, Q., Ma, J., Xu, Q. & Wu, S. (2014). Anthropogenic land uses elevate metal levels in stream water in an urbanizing watershed. *Science of the Total Environment*, 488: 61-69. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.061>.

Vedlegg

Vedlegg A: Geografiske koordinater for prøvepunktene

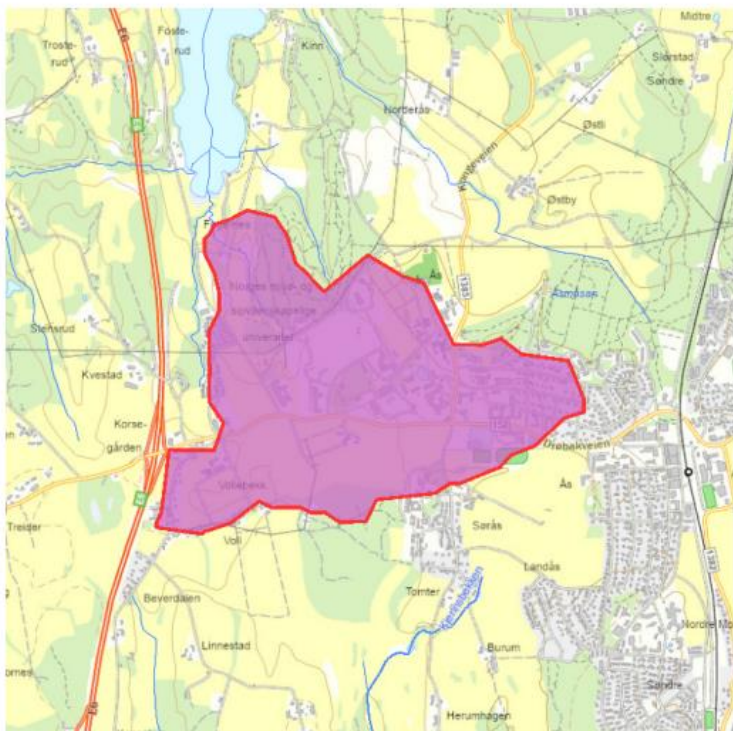
Prøvepunkt	Nord	Øst
Stasjon 1	59,6675	10,7691
Stasjon 2	59,6673	10,7675
Stasjon 3	59,6671	10,7670
Stasjon 4	59,6675	10,7649
Stasjon 5	59,6676	10,7633
Stasjon 6	59,6670	10,7568

Merknad: Koordinatene er omtrentlige, og bestemt ved hjelp av mobiltelefon.

Vedlegg B: Flyfoto



Vedlegg C: Generert nedbørsfelt for Vollebekken



Kartbakgrunn: Statens Kartverk
 Kartdatum: EUREF89 WGS84
 Projeksjon: UTM 33N
 Beregn.punkt: 260680 E
 6622676 N

Nedbørfeltgrenser og feltparametere er automatisk generert og kan inneholde feil. Resultatene må kvalitetssikres.

Nedbørfeltparametere

Vassdragsnr.: 005.3B
 Kommune.: Ås
 Fylke.: Viken
 Vassdrag.: Årungenelva

Feltparametere

Areal (A)	2.1	km ²
Effektiv sjø (A _{SE})	0.04	%
Elvleengde (E _L)	0.9	km
Elvegradient (E _G)	20.5	m/km
Elvegradient ₁₀₈₅ (E _{G,1085})	24.0	m/km
Helning	3.4	°
Dreneringstetthet (D _T)	0.5	km ⁻¹
Feltlengde (F _L)	2.1	km

Arealklasse

Bre (A _{BRE})	0	%
Dyrket mark (A _{JORD})	38.4	%
Myr (A _{MYR})	0	%
Leire (A _{LEIRE})	50.0	%
Skog (A _{SKOG})	16.7	%
Sjø (A _{SJØ})	0.6	%
Snau fjell (A _{SF})	0	%
Urban (A _U)	7.8	%
Uklassifisert areal (A _{REST})	36.4	%

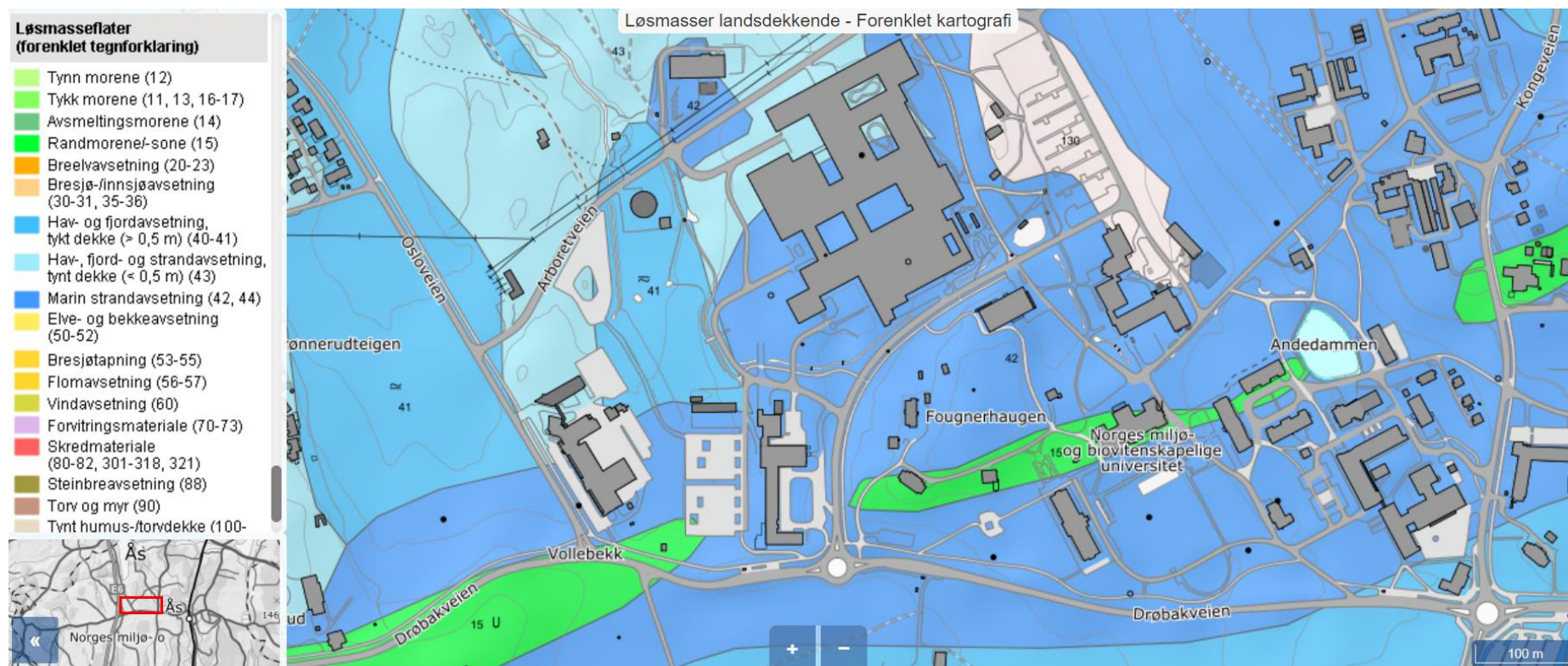
Hypsografisk kurve

Høyde _{MIN}	40	m
Høyde ₁₀	58	m
Høyde ₂₀	68	m
Høyde ₃₀	74	m
Høyde ₄₀	77	m
Høyde ₅₀	80	m
Høyde ₆₀	82	m
Høyde ₇₀	88	m
Høyde ₈₀	97	m
Høyde ₉₀	101	m
Høyde _{MAX}	120	m

Klima- /hydrologiske parametere

Avrenning 1961-90 (Q _N)	15.9	l/s*km ²
Sommernedbør	382	mm
Vinternedbør	418	mm
Årstemperatur	5.3	°C
Sommertemperatur	13.3	°C
Vintertemperatur	-0.4	°C

Vedlegg D: Løsmassekart



Vedlegg E: Grunnvannskart



Vedlegg F: Samletabell

Tabell V. 1: Oversikt over total fosfor, fosfat, total nitrogen, ammonium, nitrat og turbiditet i Campusbekken (stasjon 1 til stasjon 5) og Vollebekken (stasjon 6) i perioden 26. juni 2022 til 24. oktober 2022.

Dato	Kl.	Prøvepunkt	Prøvetype	TP [mg/l]	PO ₄ -P [µg/l]	TN [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	Turbiditet [NTU]
26.jun	13:24	Stasjon 1	Før nedbør	0,49	115	1,9	0,12	<LOD	16
26.jun	13:12	Stasjon 2	Før nedbør	0,75	145	1,0	0,15	<LOD	14
26.jun	13:05	Stasjon 3	Før nedbør	0,30	71	0,94	0,037	<LOD	9
26.jun	12:54	Stasjon 4	Før nedbør	0,042	<7,2	0,81	0,037	<LOD	2
26.jun	12:42	Stasjon 5	Før nedbør	0,16	<7,2	1,2	0,043	<LOD	18
26.jun	12:22	Stasjon 6	Før nedbør	0,058	8,5	2,8	0,065	2,3	3
26.jun	18:33	Stasjon 1	Etter nedbør	0,21	20	1,4	0,14	0,53	130
26.jun	18:24	Stasjon 2	Etter nedbør	0,91	137	1,3	0,22	0,030	23
26.jun	18:18	Stasjon 3	Etter nedbør	0,27	64	0,78	0,056	0,024	5
26.jun	18:08	Stasjon 4	Etter nedbør	0,073	<7,2	0,98	0,048	0,036	6
26.jun	17:58	Stasjon 5	Etter nedbør	0,076	<7,2	0,86	0,041	0,044	5
26.jun	17:43	Stasjon 6	Etter nedbør	0,50	19	2,6	0,29	0,75	133
13.jul	11:59	Stasjon 1	Før nedbør	0,19	8,5	0,98	0,039	0,001	34
13.jul	11:52	Stasjon 2	Før nedbør	0,44	88	1,0	0,18	0,002	29
13.jul	11:45	Stasjon 3	Før nedbør	0,20	43	0,58	0,035	0,001	4
13.jul	11:33	Stasjon 4	Før nedbør	0,044	<7,2	0,39	0,029	0,001	2
13.jul	11:20	Stasjon 5	Før nedbør	0,036	<7,2	0,63	0,031	<LOD	3
13.jul	11:00	Stasjon 6	Før nedbør	0,051	<7,2	2,3	0,031	0,81	2
13.jul	15:02	Stasjon 1	Etter nedbør	0,18	<7,2	0,93	0,029	0,009	25
13.jul	14:55	Stasjon 2	Etter nedbør	0,42	126	0,94	0,15	0,002	19
13.jul	14:48	Stasjon 3	Etter nedbør	0,20	54	0,62	0,035	0,004	5
13.jul	14:40	Stasjon 4	Etter nedbør	0,047	<7,2	0,41	0,027	<LOD	1
13.jul	14:30	Stasjon 5	Etter nedbør	0,034	<7,2	0,58	0,029	0,002	4
13.jul	14:14	Stasjon 6	Etter nedbør	0,42	30	2,2	0,16	0,38	109
15.aug	16:10	Stasjon 1	Før nedbør	0,18	31	1,0	0,069	0,026	0
15.aug	15:56	Stasjon 2	Før nedbør	0,14	35	0,83	0,054	0,026	1
15.aug	15:47	Stasjon 3	Før nedbør	0,28	47	0,80	0,049	0,025	7
15.aug	15:38	Stasjon 4	Før nedbør	0,090	11	1,3	0,084	0,026	0
15.aug	15:10	Stasjon 6	Før nedbør	0,054	12	1,5	0,059	1,2	0
15.aug	20:40	Stasjon 1	Etter nedbør	0,14	29	0,79	0,069	0,044	2
15.aug	20:33	Stasjon 2	Etter nedbør	0,15	35	0,83	0,069	0,029	1
15.aug	20:27	Stasjon 3	Etter nedbør	0,24	53	0,77	0,054	0,028	3
15.aug	20:19	Stasjon 4	Etter nedbør	0,11	12	1,3	0,10	0,035	0
15.aug	20:04	Stasjon 6	Etter nedbør	0,30	32	3,7	0,56	1,7	28
12.sep	14:53	Stasjon 1	Før nedbør	0,32	107	0,95	0,064	<LOD	3
12.sep	14:43	Stasjon 2	Før nedbør	0,15	19	1,0	0,069	<LOD	15
12.sep	14:36	Stasjon 3	Før nedbør	0,13	21	0,94	0,039	<LOD	11
12.sep	14:10	Stasjon 6	Før nedbør	0,074	27	1,7	0,089	1,4	1
13.sep	00:45	Stasjon 1	Etter nedbør	0,26	79	1,3	0,099	0,18	21
13.sep	00:35	Stasjon 2	Etter nedbør	0,78	262	1,4	0,079	<LOD	300

13.sep	00:27	Stasjon 3	Etter nedbør	0,16	22	1,3	0,069	0,060	6
13.sep	00:06	Stasjon 6	Etter nedbør	0,24	40	1,1	0,14	0,33	49
30.sep	15:03	Stasjon 1	Før nedbør	0,076	12	0,51	0,079	0,031	2
30.sep	14:51	Stasjon 2	Før nedbør	0,23	34	0,64	0,10	0,0023	27
30.sep	14:45	Stasjon 3	Før nedbør	0,14	21	0,55	0,084	0,0032	8
30.sep	14:36	Stasjon 4	Før nedbør	0,011	<7,2	0,18	0,029	<LOD	0
30.sep	14:30	Stasjon 5	Før nedbør	0,024	<7,2	0,26	0,044	<LOD	1
30.sep	14:15	Stasjon 6	Før nedbør	0,052	19	2,7	0,069	2,2	3
01.okt	14:42	Stasjon 1	Etter nedbør	0,077	19	0,53	0,049	0,044	3
01.okt	14:35	Stasjon 2	Etter nedbør	0,21	31	0,53	0,089	0,0099	16
01.okt	14:30	Stasjon 3	Etter nedbør	0,14	24	0,56	0,064	0,010	4
01.okt	14:20	Stasjon 4	Etter nedbør	0,032	<7,2	0,30	0,044	0,023	2
01.okt	14:13	Stasjon 5	Etter nedbør	0,042	9,2	0,31	0,039	<LOD	0
01.okt	14:01	Stasjon 6	Etter nedbør	0,10	24	1,5	0,094	1,0	37
24.okt	12:25	Stasjon 1	Før nedbør	0,10	15	0,77	0,064	0,15	2
24.okt	12:18	Stasjon 2	Før nedbør	0,31	74	0,43	0,059	<LOD	7
24.okt	12:14	Stasjon 3	Før nedbør	0,28	44	0,42	0,039	<LOD	14
24.okt	12:06	Stasjon 4	Før nedbør	0,014	<7,2	0,20	0,034	0,001	0
24.okt	12:00	Stasjon 5	Før nedbør	0,019	<7,2	0,20	0,034	0,002	1
24.okt	11:48	Stasjon 6	Før nedbør	0,046	12	3,0	0,044	1,1	3
24.okt	17:20	Stasjon 1	Etter nedbør	0,10	22	0,98	0,049	0,23	16
24.okt	17:12	Stasjon 2	Etter nedbør	0,33	96	0,38	0,039	0,002	9
24.okt	17:05	Stasjon 3	Etter nedbør	0,25	45	0,38	0,069	<LOD	13
24.okt	16:57	Stasjon 4	Etter nedbør	0,011	<7,2	0,18	0,039	<LOD	1
24.okt	16:48	Stasjon 5	Etter nedbør	0,018	<7,2	0,24	<0,027	0,001	2
24.okt	16:35	Stasjon 6	Etter nedbør	0,15	22	2,2	0,094	0,77	47

Tabell V. 2: Oversikt over nikkel, kobber, sink og bly i Campusbekken (stasjon 1 til stasjon 5) og Vollebekken (stasjon 6) i perioden 26. juni 2022 til 10. november 2022.

Dato	Prøvepunkt	Prøvetype	Ni [µg/l]	Cu [µg/l]	Zn [µg/l]	Pb [µg/l]
23.jun	Stasjon 1	Fast ukedag	3,7	6,9	10	6,1
23.jun	Stasjon 2	Fast ukedag	2,7	1,3	2,7	2,6
23.jun	Stasjon 3	Fast ukedag	1,7	0,96	2,3	0,59
23.jun	Stasjon 4	Fast ukedag	1,4	3,8	2,4	0,19
23.jun	Stasjon 5	Fast ukedag	1,4	1,9	4,3	0,11
23.jun	Stasjon 6	Fast ukedag	2,3	3,8	12	0,20
26.jun	Stasjon 1	Før nedbør	4,6	3,8	8,0	7,5
26.jun	Stasjon 2	Før nedbør	2,9	1,3	2,8	3,0
26.jun	Stasjon 3	Før nedbør	1,6	0,73	0,83	0,33
26.jun	Stasjon 4	Før nedbør	1,5	4,0	1,8	0,12
26.jun	Stasjon 5	Før nedbør	2,3	2,4	6,7	0,53
26.jun	Stasjon 6	Før nedbør	2,2	6,5	28	0,20
26.jun	Stasjon 1	Etter nedbør	5,9	6,6	58	6,1
26.jun	Stasjon 2	Etter nedbør	3,3	2,1	6,1	3,1
26.jun	Stasjon 3	Etter nedbør	1,5	0,77	1,3	0,43
26.jun	Stasjon 4	Etter nedbør	1,5	4,1	3,6	0,40
26.jun	Stasjon 5	Etter nedbør	1,7	1,7	3,4	0,49
26.jun	Stasjon 6	Etter nedbør	9,9	23	240	10
30.jun	Stasjon 1	Fast ukedag	3,0	4,5	15	4,7
30.jun	Stasjon 2	Fast ukedag	3,0	2,2	4,9	2,4
30.jun	Stasjon 3	Fast ukedag	1,1	0,86	0,51	0,23
30.jun	Stasjon 4	Fast ukedag	<0,89	1,3	6,1	0,018
30.jun	Stasjon 5	Fast ukedag	1,2	1,4	1,1	0,032
30.jun	Stasjon 6	Fast ukedag	2,0	3,4	13	0,16
07.jul	Stasjon 1	Fast ukedag	<0,89	0,84	2,2	0,25
07.jul	Stasjon 2	Fast ukedag	2,0	1,6	2,1	1,4
07.jul	Stasjon 3	Fast ukedag	<0,89	1,1	0,47	0,10
07.jul	Stasjon 4	Fast ukedag	1,1	1,5	5,4	0,12
07.jul	Stasjon 5	Fast ukedag	1,2	1,7	1,9	0,055
07.jul	Stasjon 6	Fast ukedag	2,5	4,9	14	0,30
13.jul	Stasjon 1	Før nedbør	2,7	3,1	10	3,5
13.jul	Stasjon 2	Før nedbør	2,6	1,7	4,0	2,5
13.jul	Stasjon 3	Før nedbør	1,5	1,1	1,6	0,53
13.jul	Stasjon 4	Før nedbør	1,5	0,97	2,7	0,12
13.jul	Stasjon 5	Før nedbør	1,3	1,9	6,4	0,095
13.jul	Stasjon 6	Før nedbør	2,1	3,4	14	0,38
13.jul	Stasjon 1	Etter nedbør	2,5	3,2	9,8	3,5
13.jul	Stasjon 2	Etter nedbør	2,6	1,6	3,4	2,5
13.jul	Stasjon 3	Etter nedbør	1,4	1,1	0,91	0,43
13.jul	Stasjon 4	Etter nedbør	1,5	0,98	2,6	0,13
13.jul	Stasjon 5	Etter nedbør	1,2	1,8	3,8	0,071
13.jul	Stasjon 6	Etter nedbør	5,5	19	250	6,2

14.jul	Stasjon 1	Fast ukedag	1,9	3,0	8,4	2,3
14.jul	Stasjon 2	Fast ukedag	2,1	1,2	1,9	2,3
14.jul	Stasjon 3	Fast ukedag	1,4	0,99	0,98	0,50
14.jul	Stasjon 4	Fast ukedag	1,3	0,99	1,5	0,078
14.jul	Stasjon 5	Fast ukedag	1,4	1,8	4,9	0,073
14.jul	Stasjon 6	Fast ukedag	1,9	14	44	0,56
21.jul	Stasjon 1	Fast ukedag	3,6	4,2	15	4,6
21.jul	Stasjon 2	Fast ukedag	2,7	1,6	3,4	2,1
21.jul	Stasjon 3	Fast ukedag	1,5	1,0	1,0	0,45
21.jul	Stasjon 4	Fast ukedag	2,6	1,3	2,9	0,36
21.jul	Stasjon 5	Fast ukedag	3,3	3,1	24	0,87
21.jul	Stasjon 6	Fast ukedag	1,4	2,7	10	0,057
28.jul	Stasjon 1	Fast ukedag	3,8	4,0	17	6,0
28.jul	Stasjon 2	Fast ukedag	2,1	1,9	1,9	1,2
28.jul	Stasjon 3	Fast ukedag	1,4	1,0	0,64	0,30
28.jul	Stasjon 4	Fast ukedag	2,0	2,7	14	0,81
28.jul	Stasjon 5	Fast ukedag	1,1	0,98	2,2	0,030
28.jul	Stasjon 6	Fast ukedag	1,4	3,0	11	0,15
04.aug	Stasjon 1	Fast ukedag	2,3	2,2	8,9	4,7
04.aug	Stasjon 2	Fast ukedag	1,7	1,3	1,0	0,70
04.aug	Stasjon 3	Fast ukedag	1,5	0,84	0,67	0,36
04.aug	Stasjon 4	Fast ukedag	1,2	1,3	2,0	0,086
04.aug	Stasjon 5	Fast ukedag	1,5	0,87	7,8	0,047
04.aug	Stasjon 6	Fast ukedag	1,5	4,3	15	0,18
11.aug	Stasjon 1	Fast ukedag	3,7	4,7	13	4,1
11.aug	Stasjon 2	Fast ukedag	1,8	1,1	0,60	0,29
11.aug	Stasjon 3	Fast ukedag	1,5	0,78	0,96	0,43
11.aug	Stasjon 4	Fast ukedag	1,5	1,5	2,1	0,12
11.aug	Stasjon 5	Fast ukedag	2,1	1,3	8,0	0,32
11.aug	Stasjon 6	Fast ukedag	1,3	3,1	11	0,10
15.aug	Stasjon 1	Før nedbør	2,0	3,0	4,1	1,8
15.aug	Stasjon 2	Før nedbør	1,8	0,94	0,7	0,24
15.aug	Stasjon 3	Før nedbør	1,5	0,50	0,61	0,37
15.aug	Stasjon 4	Før nedbør	2,1	2,8	3,2	0,23
15.aug	Stasjon 6	Før nedbør	1,6	7,0	18	0,38
15.aug	Stasjon 1	Etter nedbør	1,5	3,6	4,7	0,58
15.aug	Stasjon 2	Etter nedbør	1,9	1,0	0,77	0,25
15.aug	Stasjon 3	Etter nedbør	1,4	0,50	0,56	0,35
15.aug	Stasjon 4	Etter nedbør	2,2	3,3	4,4	0,27
15.aug	Stasjon 6	Etter nedbør	5,0	36	280	1,6
18.aug	Stasjon 1	Fast ukedag	1,3	2,4	4,6	0,93
18.aug	Stasjon 2	Fast ukedag	2,5	2,9	2,3	0,73
18.aug	Stasjon 3	Fast ukedag	1,4	0,76	0,62	0,39
18.aug	Stasjon 4	Fast ukedag	0,98	1,7	4,7	0,072
18.aug	Stasjon 5	Fast ukedag	2,0	1,5	3,1	0,16
18.aug	Stasjon 6	Fast ukedag	1,7	6,8	27	0,29

26.aug	Stasjon 1	Fast ukedag	1,9	2,2	5,7	1,9
26.aug	Stasjon 2	Fast ukedag	1,7	1,3	1,0	0,23
26.aug	Stasjon 3	Fast ukedag	1,3	0,77	0,64	0,22
26.aug	Stasjon 4	Fast ukedag	0,96	1,6	2,6	0,040
26.aug	Stasjon 5	Fast ukedag	2,1	1,1	6,5	0,26
26.aug	Stasjon 6	Fast ukedag	1,3	4,8	19	0,28
01.sep	Stasjon 1	Fast ukedag	2,3	2,1	4,4	1,9
01.sep	Stasjon 2	Fast ukedag	1,7	1,1	0,72	0,18
01.sep	Stasjon 3	Fast ukedag	1,6	0,86	0,84	0,33
01.sep	Stasjon 4	Fast ukedag	1,3	2,5	2,7	0,098
01.sep	Stasjon 6	Fast ukedag	1,3	4,5	11	0,17
08.sep	Stasjon 1	Fast ukedag	1,8	2,5	4,8	1,2
08.sep	Stasjon 2	Fast ukedag	1,6	1,0	0,78	0,27
08.sep	Stasjon 3	Fast ukedag	1,8	1,2	1,1	0,37
08.sep	Stasjon 4	Fast ukedag	1,8	4,2	5,2	0,22
08.sep	Stasjon 6	Fast ukedag	1,4	5,9	17	0,37
12.sep	Stasjon 1	Før nedbør	2,4	1,7	8,6	2,6
12.sep	Stasjon 2	Før nedbør	1,7	0,88	0,70	0,31
12.sep	Stasjon 3	Før nedbør	1,7	1,3	0,87	0,36
12.sep	Stasjon 4	Før nedbør	2,8	4,2	15	0,60
12.sep	Stasjon 6	Før nedbør	1,5	13	21	0,32
13.sep	Stasjon 1	Etter nedbør	1,8	2,6	37	1,9
13.sep	Stasjon 2	Etter nedbør	3,8	3,6	10	1,7
13.sep	Stasjon 3	Etter nedbør	1,8	1,9	2,9	0,43
13.sep	Stasjon 4	Etter nedbør	3,8	4,8	150	3,4
13.sep	Stasjon 6	Etter nedbør	3,3	17	110	3,0
15.sep	Stasjon 1	Fast ukedag	0,93	2,5	3,3	0,15
15.sep	Stasjon 2	Fast ukedag	4,2	6,1	9,4	2,3
15.sep	Stasjon 3	Fast ukedag	2,7	3,8	5,9	1,4
15.sep	Stasjon 4	Fast ukedag	1,1	2,1	10	0,052
15.sep	Stasjon 5	Fast ukedag	1,4	1,4	7,3	0,078
15.sep	Stasjon 6	Fast ukedag	1,9	4,6	12	0,21
22.sep	Stasjon 1	Fast ukedag	1,3	1,3	3,9	1,0
22.sep	Stasjon 2	Fast ukedag	2,3	2,7	3,3	1,5
22.sep	Stasjon 3	Fast ukedag	1,2	1,6	1,3	0,48
22.sep	Stasjon 4	Fast ukedag	0,90	1,9	3,3	0,021
22.sep	Stasjon 5	Fast ukedag	1,6	1,2	1,7	0,085
22.sep	Stasjon 6	Fast ukedag	1,3	2,9	6,3	0,096
29.sep	Stasjon 1	Fast ukedag	5,0	6,1	32	4,2
29.sep	Stasjon 2	Fast ukedag	2,8	4,0	7,1	1,8
29.sep	Stasjon 3	Fast ukedag	1,8	2,3	3,1	1,1
29.sep	Stasjon 4	Fast ukedag	1,2	1,8	18	0,021
29.sep	Stasjon 5	Fast ukedag	1,1	0,96	6,7	0,036
29.sep	Stasjon 6	Fast ukedag	3,6	3,5	10	0,20
30.sep	Stasjon 1	Før nedbør	<0,89	1,2	1,7	0,19
30.sep	Stasjon 2	Før nedbør	2,4	3,3	4,8	1,4

30.sep	Stasjon 3	Før nedbør	1,7	2,1	2,4	0,92
30.sep	Stasjon 4	Før nedbør	1,0	1,7	10	0,013
30.sep	Stasjon 5	Før nedbør	1,3	0,92	4,6	0,028
30.sep	Stasjon 6	Før nedbør	3,9	3,3	10	0,14
01.okt	Stasjon 1	Etter nedbør	<0,89	1,4	9,6	0,44
01.okt	Stasjon 2	Etter nedbør	2,0	2,7	3,5	1,1
01.okt	Stasjon 3	Etter nedbør	1,6	2,0	2,1	0,85
01.okt	Stasjon 4	Etter nedbør	1,1	1,9	43	0,34
01.okt	Stasjon 5	Etter nedbør	1,2	0,90	3,5	0,036
01.okt	Stasjon 6	Etter nedbør	2,7	12	84	2,2
06.okt	Stasjon 1	Fast ukedag	<0,89	1,4	5,1	0,12
06.okt	Stasjon 2	Fast ukedag	3,9	5,1	12	2,5
06.okt	Stasjon 3	Fast ukedag	1,4	1,8	1,6	0,39
06.okt	Stasjon 4	Fast ukedag	<0,89	1,8	69	0,29
06.okt	Stasjon 5	Fast ukedag	0,94	0,85	5,3	0,019
06.okt	Stasjon 6	Fast ukedag	4,9	5,1	16	0,55
13.okt	Stasjon 1	Fast ukedag	1,3	1,8	9,2	0,70
13.okt	Stasjon 2	Fast ukedag	3,7	3,6	7,7	1,7
13.okt	Stasjon 3	Fast ukedag	1,3	1,5	1,0	0,20
13.okt	Stasjon 4	Fast ukedag	1,7	2,7	140	1,4
13.okt	Stasjon 5	Fast ukedag	<0,89	0,91	11	0,052
13.okt	Stasjon 6	Fast ukedag	4,6	8,5	48	1,3
20.okt	Stasjon 1	Fast ukedag	<0,89	1,1	4,0	0,12
20.okt	Stasjon 2	Fast ukedag	1,4	1,6	2,4	0,26
20.okt	Stasjon 3	Fast ukedag	1,4	1,8	1,5	0,30
20.okt	Stasjon 4	Fast ukedag	2,6	3,1	33	0,020
20.okt	Stasjon 5	Fast ukedag	1,1	1,3	18	0,074
20.okt	Stasjon 6	Fast ukedag	5,3	3,8	14	0,26
24.okt	Stasjon 1	Før nedbør	1,1	1,6	6,2	0,18
24.okt	Stasjon 2	Før nedbør	1,5	1,2	1,8	0,28
24.okt	Stasjon 3	Før nedbør	1,7	1,5	2,0	0,35
24.okt	Stasjon 4	Før nedbør	2,1	3,1	15	0,018
24.okt	Stasjon 5	Før nedbør	1,0	1,2	11	0,040
24.okt	Stasjon 6	Før nedbør	3,7	4,3	29	0,27
24.okt	Stasjon 1	Etter nedbør	1,5	2,2	20	0,64
24.okt	Stasjon 2	Etter nedbør	1,4	1,2	1,9	0,27
24.okt	Stasjon 3	Etter nedbør	1,6	1,4	1,7	0,32
24.okt	Stasjon 4	Etter nedbør	1,5	2,6	11	0,015
24.okt	Stasjon 5	Etter nedbør	1,0	1,1	11	0,039
24.okt	Stasjon 6	Etter nedbør	3,9	9,8	64	1,5
27.okt	Stasjon 1	Fast ukedag	<0,89	1,1	4,8	0,15
27.okt	Stasjon 2	Fast ukedag	2,9	4,2	9,8	2,1
27.okt	Stasjon 3	Fast ukedag	1,8	2,7	3,6	0,87
27.okt	Stasjon 4	Fast ukedag	1,6	3,0	59	0,058
27.okt	Stasjon 5	Fast ukedag	0,99	1,5	33	0,12
27.okt	Stasjon 6	Fast ukedag	5,5	5,1	17	0,61

03.nov	Stasjon 1	Fast ukedag	0,98	1,2	6,0	0,26
03.nov	Stasjon 2	Fast ukedag	2,8	3,8	10	1,6
03.nov	Stasjon 3	Fast ukedag	2,1	3,2	6,2	1,3
03.nov	Stasjon 4	Fast ukedag	1,1	1,9	120	0,79
03.nov	Stasjon 5	Fast ukedag	1,1	1,7	61	0,19
03.nov	Stasjon 6	Fast ukedag	6,9	7,1	21	1,5
10.nov	Stasjon 1	Fast ukedag	3,0	5,4	13	0,46
10.nov	Stasjon 2	Fast ukedag	1,5	2,2	5,1	0,58
10.nov	Stasjon 3	Fast ukedag	0,93	1,5	1,6	0,096
10.nov	Stasjon 4	Fast ukedag	1,6	3,7	53	0,035
10.nov	Stasjon 5	Fast ukedag	1,4	1,9	26	0,16
10.nov	Stasjon 6	Fast ukedag	5,2	6,4	31	0,82

Vedlegg G: Deskriptiv statistikk

Tabell V. 3: Deskriptiv statistikk for næringssalter og turbiditet i Campusbekken og Vollebekken, 2022. (Merknad: Resultatene er svake for deskriptiv statistikk beregnet for PO₄-P ved stasjon 5, ettersom mer enn 80 % av dataene er «censored data»).

	TP	PO ₄ -P	TN	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Turbiditet
	[mg/l]	[µg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[NTU]
Campusbekken (stasjon 1 - 5)						
Antall vannprøver	54	54	54	54	54	54
Antall <LOQ	0	16	0	1	18	–
Min	0,011	7,2	0,18	0,027	0,0009	0
Maks	0,91	262	1,9	0,22	0,53	300
Gjennomsnitt	0,20	40	0,76	0,065	0,031	18
Standardavvik	0,19	49	0,38	0,041	0,082	46
Median	0,15	21	0,79	0,052	0,002	6
25 % persentil	0,073	8,5	0,45	0,039	0,001	2
75 % persentil	0,26	51	0,98	0,077	0,027	16
Stasjon 1						
Antall vannprøver	12	12	12	12	12	12
Antall <LOQ	0	1	0	0	2	–
Min	0,076	7,2	0,51	0,029	0,0009	0
Maks	0,49	115	1,9	0,14	0,53	130
Gjennomsnitt	0,19	38	1,0	0,072	0,10	21
Standardavvik	0,12	39	0,38	0,032	0,15	36
Median	0,18	21	1,0	0,067	0,037	10
25 % persentil	0,10	14	0,79	0,049	0,0073	2
75 % persentil	0,22	43	1,1	0,084	0,16	22
Stasjon 2						
Antall vannprøver	12	12	12	12	12	12
Antall <LOQ	0	0	0	0	4	–
Min	0,14	19	0,38	0,039	0,0009	1
Maks	0,91	262	1,4	0,22	0,030	300
Gjennomsnitt	0,40	90	0,86	0,10	0,0086	39
Standardavvik	0,27	70	0,32	0,056	0,012	83
Median	0,32	81	0,89	0,084	0,002	16
25 % persentil	0,19	35	0,61	0,067	0,001	9
75 % persentil	0,52	129	1,0	0,15	0,014	24
Stasjon 3						
Antall vannprøver	12	12	12	12	12	12
Antall <LOQ	0	0	0	0	4	–
Min	0,13	21	0,38	0,035	0,0009	3
Maks	0,30	71	1,3	0,084	0,060	14
Gjennomsnitt	0,21	42	0,72	0,053	0,013	7
Standardavvik	0,062	17	0,26	0,016	0,018	4
Median	0,22	45	0,70	0,052	0,0035	7
25 % persentil	0,15	23	0,56	0,039	0,001	5
75 % persentil	0,27	53	0,84	0,066	0,024	9
Stasjon 4						
Antall vannprøver	10	10	10	10	10	10

Antall <LOQ	0	8	0	0	4	–
Min	0,011	7,2	0,18	0,027	0,0009	0
Maks	0,11	12	1,3	0,10	0,036	6
Gjennomsnitt	0,048	7,7	0,61	0,048	0,012	2
Standardavvik	0,035	2,3	0,45	0,026	0,016	2
Median	0,043	7,3	0,40	0,038	0,001	2
25 % persentil	0,019	6,1	0,23	0,031	0,0003	1
75 % persentil	0,066	8,7	0,94	0,047	0,026	2
Stasjon 5						
Antall vannprøver	8	8	8	8	8	8
Antall <LOQ	0	7	0	1	4	–
Min	0,018	7,2	0,20	0,027	0,0009	0
Maks	0,16	9,2	1,2	0,044	0,044	18
Gjennomsnitt	0,051	9,2	0,54	0,036	0,0063	5
Standardavvik	0,047	6,7E-16	0,36	0,0069	0,015	6
Median	0,035	9,2	0,45	0,037	0,001	3
25 % persentil	0,023	9,2	0,26	0,031	0,0005	2
75 % persentil	0,050	9,2	0,69	0,041	0,002	4
Vollebekken (stasjon 6)						
Antall vannprøver	12	12	12	12	12	12
Antall <LOQ	0	1	0	0	0	–
Min	0,046	7,2	1,1	0,031	0,33	0
Maks	0,50	40	3,7	0,56	2,3	133
Gjennomsnitt	0,17	21	2,3	0,14	1,2	38
Standardavvik	0,16	10	0,74	0,15	0,65	46
Median	0,087	21	2,3	0,092	1,1	28
25 % persentil	0,054	12	1,7	0,064	0,76	3
75 % persentil	0,25	27	2,7	0,14	1,5	48

Tabell V. 4: Deskriptiv statistikk for metaller i Campusbekken og Vollebekken, 2022.

	Ni	Cu	Zn	Pb
	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]
Campusbekken (stasjon 1 - 5)				
Antall vannprøver	159	159	159	159
Antall <LOQ	10	0	0	0
Min	0,89	0,50	0,47	0,013
Maks	5,9	6,9	150	7,5
Gjennomsnitt	1,8	2,1	10	0,95
Standardavvik	0,90	1,3	21	1,4
Median	1,6	1,7	4,1	0,35
25 % persentil	1,3	1,2	1,9	0,12
75 % persentil	2,1	2,7	9,5	1,2
Stasjon 1				
Antall vannprøver	33	33	33	33
Antall <LOQ	6	0	0	0
Min	0,89	0,84	1,7	0,12
Maks	5,9	6,9	58	7,5
Gjennomsnitt	2,2	2,9	11	2,3
Standardavvik	1,4	1,6	11	2,2
Median	1,9	2,5	8,4	1,8
25 % persentil	1,1	1,6	4,7	0,44
75 % persentil	3,0	3,8	13	4,1
Stasjon 2				
Antall vannprøver	33	33	33	33
Antall <LOQ	0	0	0	0
Min	1,4	0,88	0,60	0,18
Maks	4,2	6,1	12	3,1
Gjennomsnitt	2,4	2,2	4,0	1,4
Standardavvik	0,77	1,3	3,3	1,0
Median	2,3	1,6	2,8	1,4
25 % persentil	1,7	1,2	1,8	0,29
75 % persentil	2,8	2,9	5,1	2,3
Stasjon 3				
Antall vannprøver	33	33	33	33
Antall <LOQ	1	0	0	0
Min	0,89	0,50	0,47	0,096
Maks	2,7	3,8	6,2	1,4
Gjennomsnitt	1,5	1,4	1,6	0,49
Standardavvik	0,32	0,76	1,4	0,31
Median	1,5	1,1	1,1	0,39
25 % persentil	1,4	0,86	0,83	0,33
75 % persentil	1,7	1,8	2,0	0,50
Stasjon 4				
Antall vannprøver	33	33	33	33
Antall <LOQ	2	0	0	0
Min	0,89	0,97	1,5	0,013
Maks	3,8	4,8	150	3,4

Gjennomsnitt	1,6	2,4	25	0,32
Standardavvik	0,67	1,1	40	0,63
Median	1,5	2,1	5,4	0,12
25 % persentil	1,1	1,6	2,7	0,040
75 % persentil	1,8	3,1	18	0,29
Stasjon 5				
Antall vannprøver	27	27	27	27
Antall <LOQ	1	0	0	0
Min	0,89	0,85	1,1	0,019
Maks	3,3	3,1	61	0,87
Gjennomsnitt	1,4	1,5	11	0,15
Standardavvik	0,54	0,52	13	0,20
Median	1,3	1,4	6,5	0,074
25 % persentil	1,1	1,0	3,7	0,040
75 % persentil	1,6	1,8	11	0,16
Vollebekken (stasjon 6)				
Antall vannprøver	33	33	33	33
Antall <LOQ	0	0	0	0
Min	1,3	2,7	6,3	0,057
Maks	9,9	36	280	10
Gjennomsnitt	3,2	8,0	46	1,0
Standardavvik	2,0	7,1	71	2,0
Median	2,3	5,1	17	0,30
25 % persentil	1,5	3,8	12	0,20
75 % persentil	4,6	8,5	31	0,82

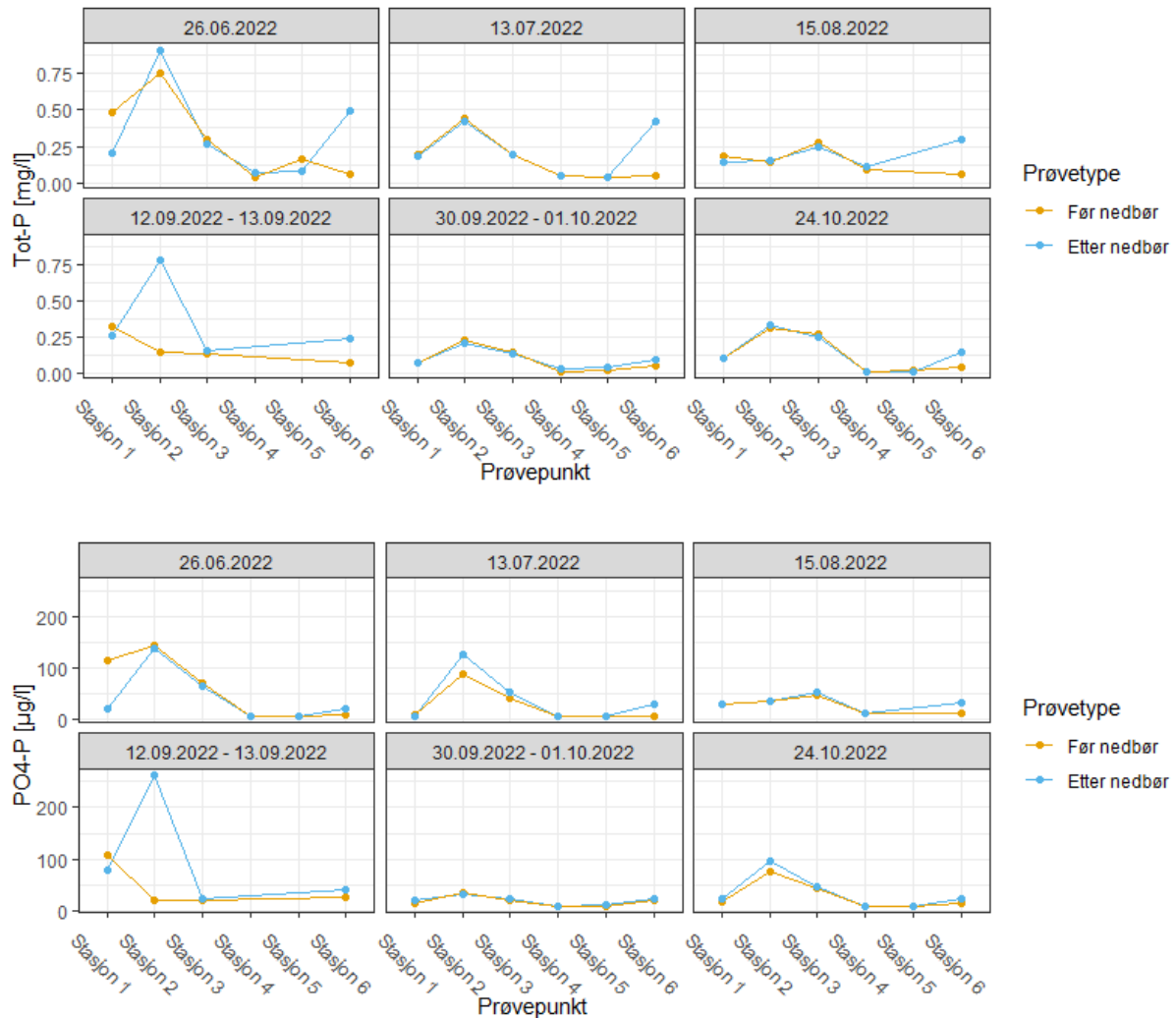
Vedlegg H: Tilstandsklasser i Campusbekken og Vollebekken

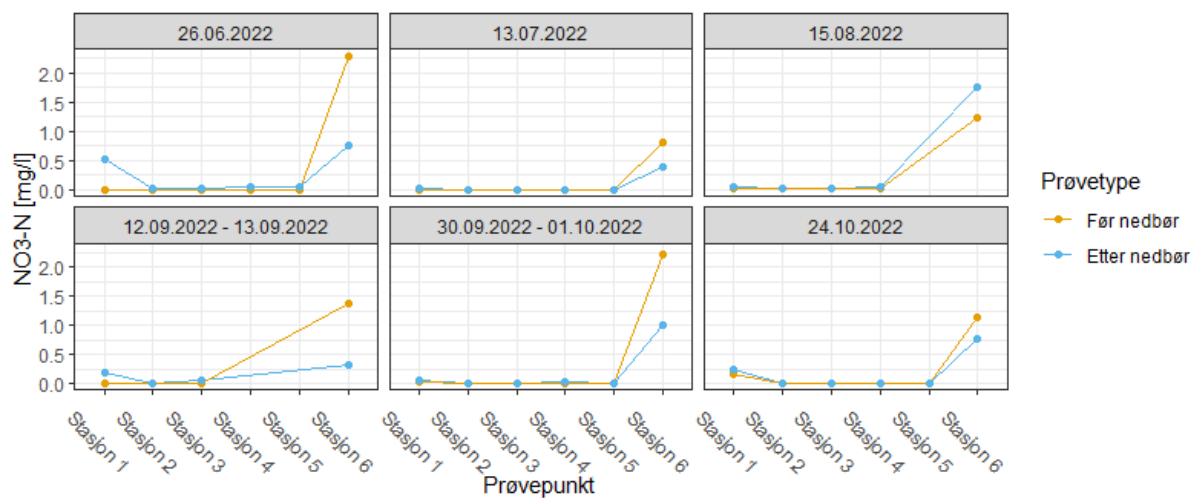
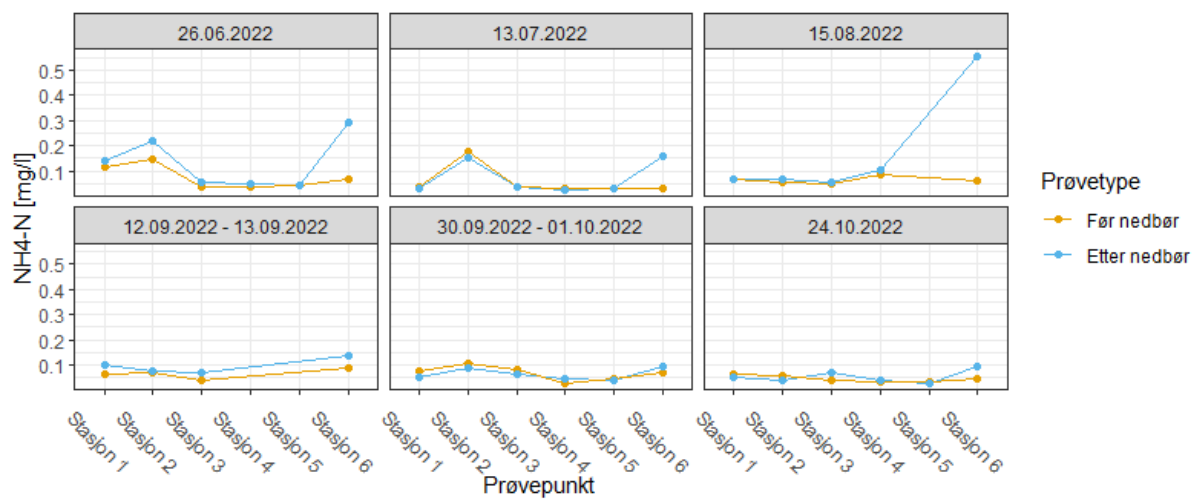
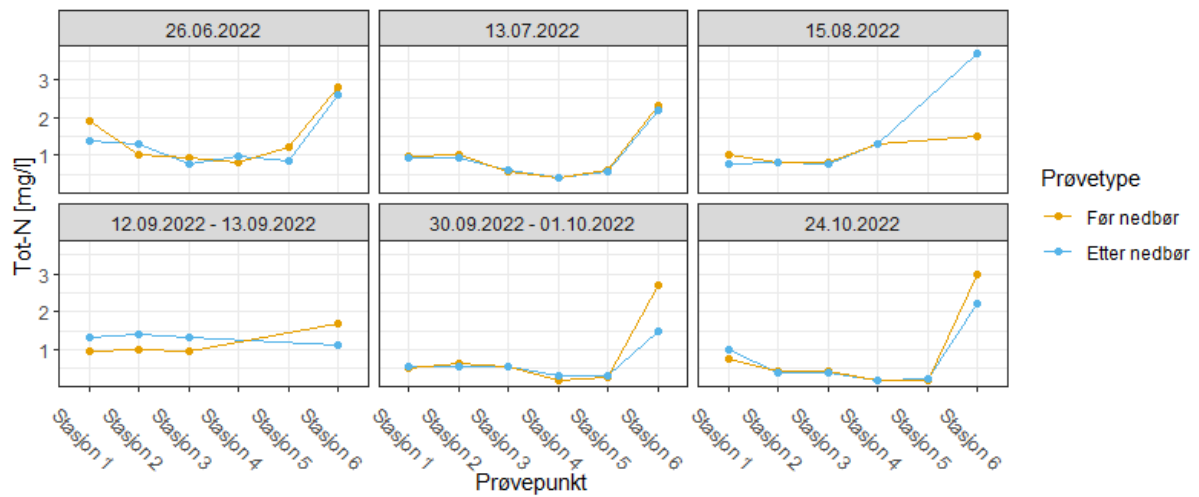
Tilstandsklasser for næringssalter og metaller i Campusbekken (stasjon 1 til 5) og i Vollebekken (stasjon 6) fra vannprøver tatt 2022, basert på gjennomsnittskonsentrasjoner. * På grensen til klasse IV (dårlig).

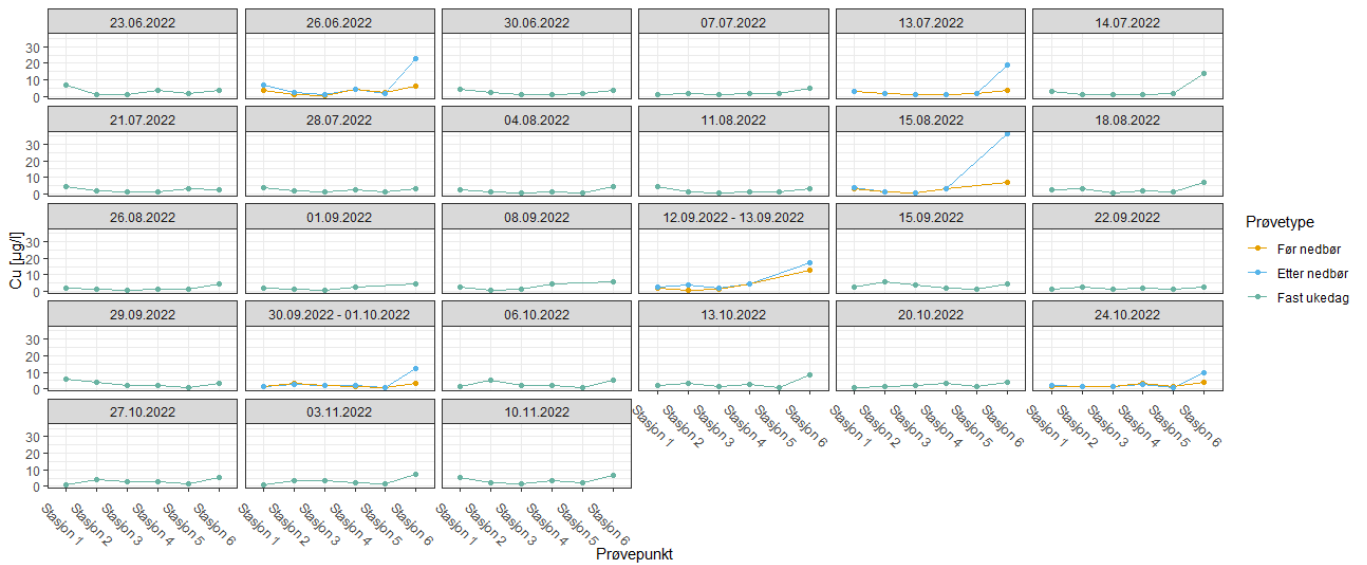
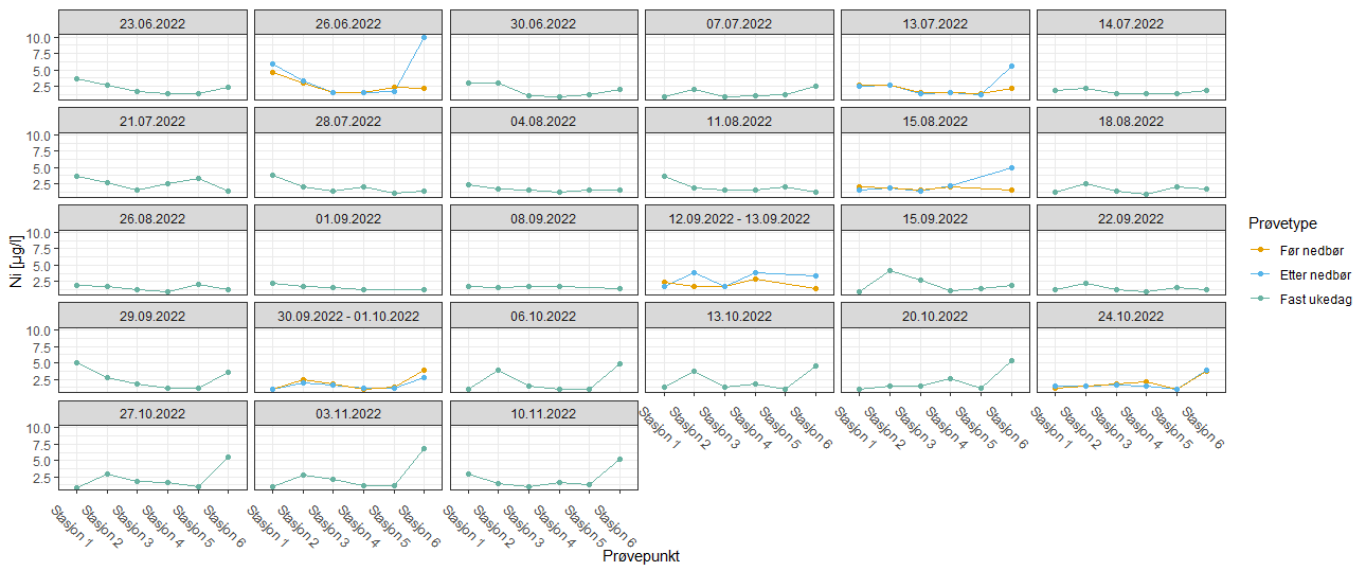
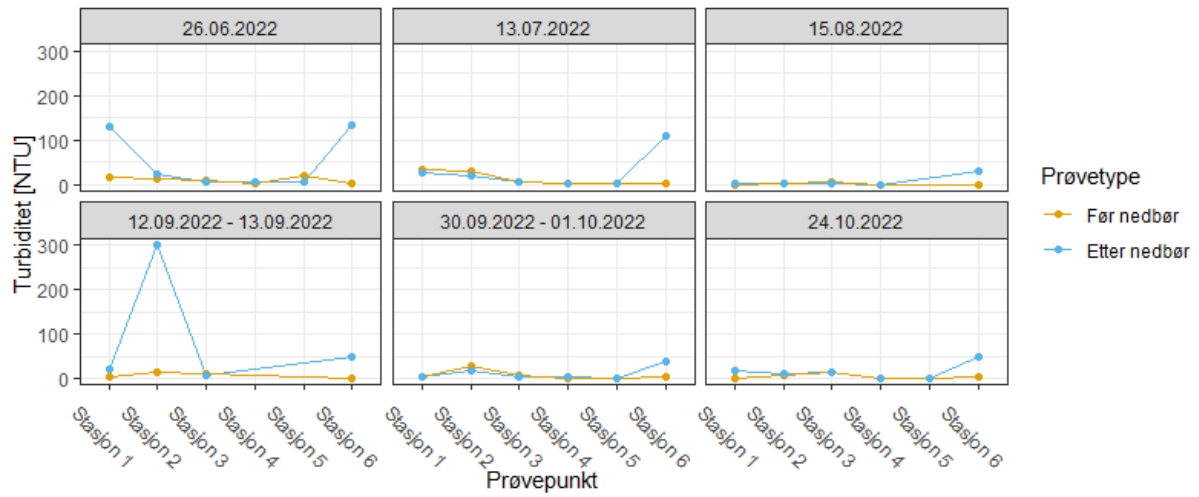
	TN	TP	PO₄-P	Ni	Cu	Zn	Pb
Stasjon 1	Moderat	≥ Moderat	≥ Moderat	God	God	God *	Moderat
Stasjon 2	Moderat	≥ Moderat	≥ Moderat	God	God	God	Moderat
Stasjon 3	God	≥ Moderat	≥ Moderat	God	God	God	God
Stasjon 4	God	God	God	God	God	Dårlig	God
Stasjon 5	Svært god	God	God	God	God	God *	God
Stasjon 6	Svært dårlig	≥ Moderat	≥ Moderat	God	Dårlig	Dårlig	God

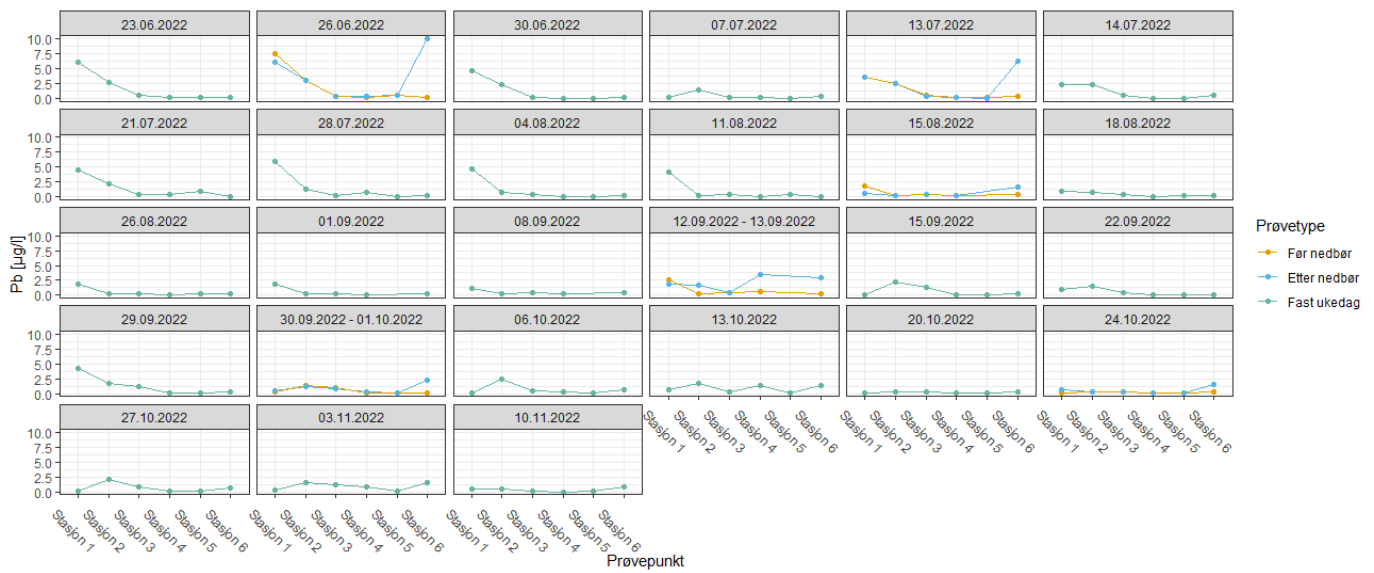
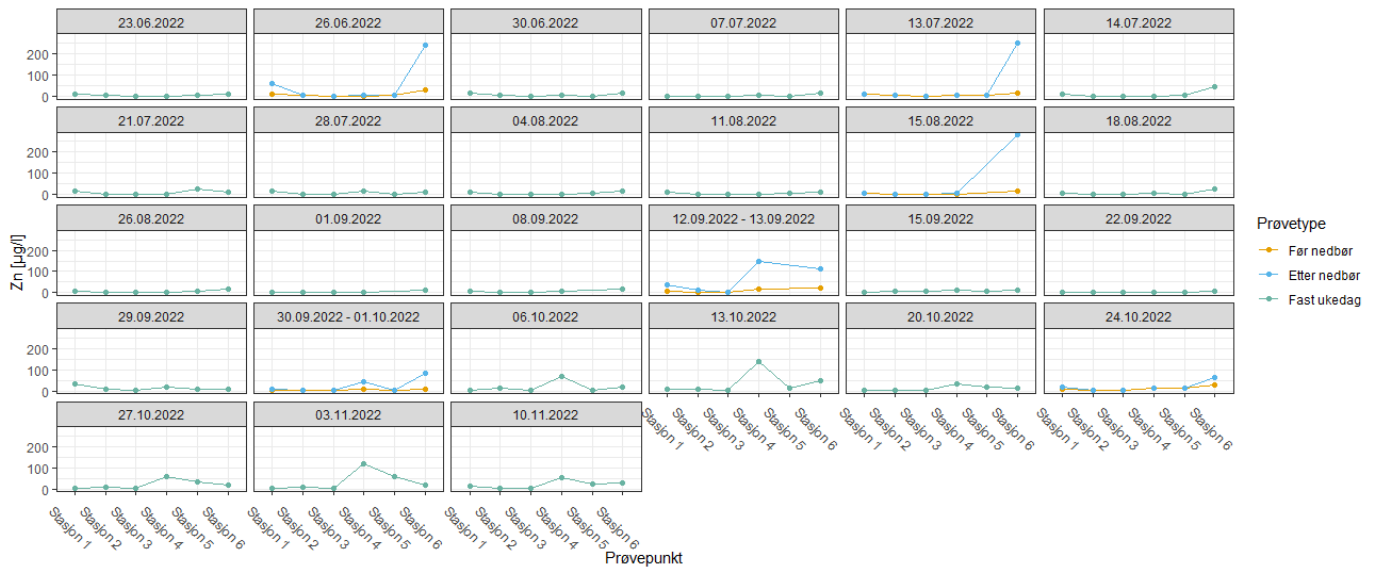
Vedlegg I: Konsentrasjoner før nedbør og etter nedbør ved hver prøvetaking

Konsentrasjoner av næringssalter, turbiditet og metaller før nedbør og etter nedbør fra hver prøvetaking langs Campusbekken (stasjon 1 til stasjon 5) og ved Vollebekken (stasjon 6) gjennom prøvetakingsperioden 2022. *Merknad: Punkter som mangler i linjediagrammene skyldes manglende vannprøve grunnet inntørket stasjon.*











Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway